



**Angélica Joana Trejo de Azevedo**

Licenciada em Ciências da Engenharia do Ambiente

**Análise do Ciclo de Vida de quadros de  
bicicleta em aço, alumínio e fibra de  
carbono**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em  
Engenharia do Ambiente

Orientador: Professora Doutora Maria Paula Baptista da Costa  
Antunes, Professora Catedrática, FCT-UNL

Co-Orientador: Engenheiro António Miguel Portugal Galvão,  
Mestre, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor Nuno Miguel Ribeiro Videira Costa  
Arguente: Prof. Doutor João Miguel Dias Joanaz de Melo  
Vogal: Prof. Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes



FACULDADE DE  
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

**Outubro de 2018**



# **Análise do Ciclo de Vida de quadros de bicicleta em aço, alumínio e fibra de carbono**

Copyright © Angélica Joana Trejo de Azevedo

Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa,  
Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.



## **Agradecimentos**

Gostaria de começar por agradecer à minha orientadora, a Professora Doutora Paula Antunes pela orientação, partilha de conhecimentos, apoio e sobretudo por toda a paciência e compreensão demonstrada durante esta jornada de elaboração da dissertação.

De seguida gostaria de deixar o meu profundo agradecimento ao meu co-orientador, o Engenheiro António Galvão que sempre acreditou em mim e me levantou nos momentos em que eu me deixava ir abaixo.

Ao Engenheiro Fernando Matias, pela disponibilidade e vontade de colaborar neste projeto.

À minha família, mãe, pai e Alberto por todo o apoio desde sempre.

Ao Pedro, a Sara, Adriana, Junior, Foster, Rute, Madu e Carolina, por terem tornado memorável o meu percurso na FCT.



## Resumo

A presente dissertação consiste numa avaliação do desempenho ambiental do quadro de uma bicicleta através de uma análise de ciclo de vida (ACV) incluindo os processos de produção e fim-de-vida. Os principais objetivos consistem em aferir qual o tipo de quadro, de entre alumínio, aço e fibra de carbono que apresenta menores impactes ambientais e em que fase do ciclo de vida são verificados os impactes, bem como avaliar a diferença entre a produção em Portugal e a produção em Taiwan.

Esta análise apoia-se simultaneamente em dados provenientes de bases de dados de ACV e em dados reais obtidos através de uma empresa, produtora de quadros de bicicletas, localizada no distrito de Aveiro, em Portugal. O objetivo é permitir através deste estudo, a possibilidade de disponibilizar informação para o consumidor poder tomar uma decisão mais consciente acerca do tipo de bicicleta que deve adquirir para minimizar os impactes da sua escolha. Foi utilizado o *software* OpenLCA para completar o Inventário do Ciclo de Vida e realizar a Avaliação dos Impactes do Ciclo de Vida, tendo sido utilizada a base de dados de ICV, ecoinvent v3.4.

A partir dos resultados obtidos foi possível concluir que a opção mais sustentável de escolha para o consumidor é a compra de uma bicicleta com um quadro de aço, em segundo lugar uma bicicleta com um quadro de fibra de carbono e em terceiro lugar uma bicicleta com um quadro de alumínio. Em todos os casos é preferível que o quadro de bicicleta seja produzido em Portugal e não em Taiwan, não exigindo assim que seja transportado por longas distâncias para chegar até ao consumidor final. Do ponto de vista de fim-de-vida, são necessários estudos adicionais mais pormenorizados para se poder concluir qual a opção mais vantajosa do ponto de vista ambiental e de sustentabilidade.

## *Palavras-Chave*

Análise de ciclo de vida; quadro de bicicleta; desempenho ambiental; cradle-to-grave; inventário do ciclo de vida; OpenLCA; ecoinvent.





## **Abstract**

This dissertation consists in an evaluation of the environmental performance of a bicycle frame through a life cycle assessment (LCA) including the production and end-of-life processes. The main objectives are to determine the type of frame, between aluminum, steel and carbon fiber that has the lowest environmental impact and in which phase of the life cycle the impacts are verified, as well as to evaluate the difference between production in Portugal and the production in Taiwan.

This analysis is supported simultaneously by data from LCA databases and real data obtained through a bicycle frame production company located in the district of Aveiro, Portugal. The objective is to allow through this study, the possibility of information for the consumer to be able to make a more conscious decision about the type of bicycle that they must acquire to minimize the impacts of their choice. The OpenLCA software was used to complete the Life Cycle Inventory and to perform the Life Cycle Impact Assessment, using the LCI database, ecoinvent v3.4.

From the results obtained it was possible to conclude that the most sustainable option of choice for the consumer is the purchase of a bicycle with a steel frame, secondly a bicycle with a carbon fiber frame and thirdly a bicycle with an aluminum frame. In all cases it is preferable that the bicycle frame be produced in Portugal and not in Taiwan, thus not requiring it to be transported over long distances to reach the final consumer. From an end-of-life point of view, further, more detailed studies are needed in order to determine which is the most viable option from an environmental and sustainability point of view.

## *Keywords*

Life Cycle Assessment; bicycle frame; environmental performance; cradle-to-grave; Life Cycle Inventory; OpenLCA, ecoinvent.



# Índice de Matérias

<b>1 Introdução .....</b>	<b>1</b>
<b>1.1 Enquadramento e relevância do tema.....</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Objetivos e perguntas de investigação.....</b>	<b>3</b>
<b>1.3 Organização da dissertação.....</b>	<b>4</b>
<b>2 Revisão da Literatura .....</b>	<b>5</b>
2.1 A bicicleta.....	5
2.1.1 História da bicicleta .....	5
2.1.2 Panorama atual .....	8
2.1.3 Materiais de quadros de bicicleta.....	11
2.1.4 Processo de fabrico da bicicleta .....	27
2.1.5 Impactes, consumos e emissões .....	28
2.2 Análise do Ciclo de Vida.....	33
2.2.1 Conceito .....	33
2.2.2 História .....	35
2.2.3 Descrição .....	37
2.2.4 Enquadramento normativo.....	40
2.2.5 Softwares de ACV .....	48
2.2.6 Benefícios e limitações da ACV .....	50
2.3 Estudos de ACV de bicicletas.....	53
<b>3 Metodologia .....</b>	<b>57</b>
3.1 Casos de estudo .....	57
3.1.1 Produção em Portugal .....	57
3.1.2 Produção em Taiwan .....	59
3.2 Metodologia de ACV .....	61
3.2.1 Definição dos objetivos e do âmbito .....	61
3.2.2 Inventário do ciclo de vida.....	62
3.2.3 Avaliação de impacte do ciclo de vida .....	89
<b>4 Resultados e Discussão .....</b>	<b>92</b>
4.1 Análise dos Indicadores de Impacte.....	92
4.2 Análise de Cenários de Ciclo de Vida .....	106

<b>5 Conclusões .....</b>	<b>130</b>
5.1 Principais conclusões .....	130
5.2 Principais limitações .....	133
5.3 Desenvolvimentos futuros .....	133
<b>6 Referências .....</b>	<b>134</b>
<b>7 Anexos.....</b>	<b>141</b>

## Índice de Figuras

Figura 2.1 - Produção de bicicletas na Europa (EU 28) de 2000 a 2015 (COLIBI, 2016). .....	8
Figura 2.2 – Vendas de bicicletas na Europa (EU 28) de 2000 a 2015 (COLIBI, 2016). .....	9
Figura 2.3 – Importações de bicicletas convencionais pela EU 28 por país, nos anos 2014 e 2015 (Eurostat, 2015 in COLIBI, 2016). .....	10
Figura 2.4 – Importações de bicicletas elétricas pela EU 28 por país de origem, nos anos 2014 e 2015 (Eurostat, 2015 in COLIBI, 2016). .....	11
Figura 2.5 - Diagrama de fluxos do processo de produção integrado de ferro e aço (Olmez <i>et al.</i> , 2016) .....	13
Figura 2.6 – Construção de quadros de aço por brasagem (WorldCycles, 2017) .....	14
Figura 2.7 – Construção de quadros de aço com <i>lugs</i> (Bob Brown Cycles, 2012). .....	15
Figura 2.8 – Construção de quadros de aço por soldadura TIG (Screwfix Community Forum, 2016)..	15
Figura 2.9 - Diagrama simplificado para um sistema <i>cradle-to-grave</i> de ciclo de vida de um produto de alumínio (G. Liu & Müller, 2012). .....	17
Figura 2.10 - Dimensão de um fio de fibra de carbono e um fio de cabelo (Zoltek, 2017). .....	19
Figura 2.11 - Limites do sistema para produção de fibra de carbono (Helbig <i>et al.</i> , 2016). .....	20
Figura 2.12 - Gráfico de fluxo do processo produtivo de fibra de carbono à base de PAN (Newcomb, 2016). .....	21
Figura 2.13 – Diagrama esquemático do processo de Kroll para produção de titânio (Fray, 2016). ...	26
Figura 2.14 – Variabilidade da intensidade de emissões de GEE e limites do sistema para a produção de lingotes de alumínio primário em estudos selecionados (G. Liu & Müller, 2012). .....	29
Figura 2.15 - Necessidade de energia bruta (barras largas e cinzentas) e potencial de aquecimento global (barras estreitas e pretas) de diferentes formas de produção de alumínio (Norgate, 2001 in Liu & Müller, 2012). .....	30
Figura 2.16 – Esquema ilustrativo de um ciclo de vida de um produto (Norgate <i>et al.</i> , 2007). .....	34
Figura 2.17 - Esquema ilustrativo de um sistema de produto (adaptado de ISO, 2006a). .....	38
Figura 2.18 - Exemplo de um conjunto de processos unitários num sistema de produto (adaptado de ISO, 2006a). .....	39
Figura 2.19 - Metodologia de Análise de Ciclo de Vida (adaptado de European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). .....	41

Figura 2.20 – Processo simplificado para análise do inventário do ciclo de vida (adaptado de (ISO, 2006b)).....	43
Figura 2.21 - Elementos da fase de AICV (adaptado de ISO, 2006a). ....	46
Figura 2.22 - Estrutura da ACV com o detalhe da componente de interpretação (adaptado de ISO, 2006b)).....	48
Figura 3.1 – Posição de Portugal no <i>ranking</i> de produtores europeus de bicicletas EU28 (Portugal Bike Value, 2018). ....	58
Figura 3.2 - Fábrica de produção de bicicletas de aço em Águeda, Portugal. ....	59
Figura 3.3 - Delimitação do perímetro e área da empresa de produção de bicicletas em Águeda, Portugal (fonte: Google, 2018). ....	59
Figura 3.4 - Delimitação do perímetro e área da unidade fabril da empresa de produção de bicicletas em Águeda, Portugal (fonte: Google, 2018).....	59
Figura 3.5 - Delimitação do perímetro e área da empresa de produção de bicicletas em Taichung, Taiwan (fonte: Google, 2018). ....	60
Figura 3.6 - Delimitação do perímetro e área da unidade fabril da empresa de produção de bicicletas em Taichung, Taiwan (fonte: Google, 2018). ....	60
Figura 3.7 - Esquema ilustrativo do sistema de produto e respetivos limites em análise. ....	62
Figura 3.8 - Diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em aço. ....	64
Figura 3.9 - Distância de camião entre a fábrica de produção de tubos de aço (Alemanha) e a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda, Aveiro (Google Maps).....	65
Figura 3.10 - Distância de camião entre a fábrica de produção de tubos de aço da Baosteel (China) e o terminal fluvial de Fucheu (China) (Google Maps).....	66
Figura 3.11 - Distância entre o terminal fluvial de Fucheu (China) e o terminal fluvial de Taichung (Taiwan) (Ports.com, 2018c). ....	67
Figura 3.12 - Distância entre o Terminal fluvial de Taichung e a fábrica da Giant em Taichung (Google Maps).....	67
Figura 3.13 - Distância entre a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda e a Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps).....	68
Figura 3.14 - Distância entre o Marquês de Pombal e o aterro da AMARSUL no Seixal (Google Maps). ....	68

Figura 3.15 - Distância entre a zona do Marquês de Pombal e o CTE do Lumiar (Google Maps). ....	69
Figura 3.16 - Simulação da travessia fluvial desde o Porto de Taichung (China) até ao Porto de Den Helder (Holanda) (Ports.com, 2018b). ....	70
Figura 3.17 - Distância desde o armazém central da Giant Europa (Den Helder, Holanda) até à Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps). ....	70
Figura 3.18 - Diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em alumínio. ....	71
Figura 3.19 - Distância de camião entre a fábrica de produção de tubos de alumínio (Noruega) e a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda, Aveiro (Google Maps). ....	73
Figura 3.20 - Distância de camião desde a fábrica da China Hongquiao Group até ao Terminal Fluvial de Fucheu. ....	73
Figura 3.21 - Distância entre a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda e a Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps). ....	74
Figura 3.22 - Distância entre a zona do Marquês de Pombal e o CTE do Lumiar (Google Maps). ....	75
Figura 3.23 - Simulação da travessia fluvial desde o Porto de Taichung (China) até ao Porto de Den Helder (Holanda) (Ports.com, 2018b). ....	76
Figura 3.24 - Distância desde o armazém central da Giant Europa (Den Helder, Holanda) até à Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps). ....	76
Figura 3.25 - Diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em fibra de carbono. ....	77
Figura 3.26 - Distância entre a fábrica da SGL no Parque Empresarial da Quimiparque e a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda, Aveiro (Google Maps). ....	78
Figura 3.27 - Distância entre a fábrica da Toray e o Porto de Matsue, no Japão (Google Maps). ....	79
Figura 3.28 - Distância entre o terminal fluvial de Matsue (Japão) e o terminal fluvial de Taichung (Taiwan) (Ports.com, 2018a). ....	79
Figura 3.29 - Distância entre o Terminal fluvial de Taichung e a fábrica da Giant em Taichung (Google Maps). ....	80
Figura 3.30 - Distância entre a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda e a Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps). ....	81
Figura 3.31 - Distância entre o Marquês de Pombal e o aterro da AMARSUL no Seixal (Google Maps). ....	81

Figura 3.32 - Simulação da travessia fluvial desde o Porto de Taichung (China) até ao Porto de Den Helder (Holanda) (Ports.com, 2018b). .....	82
Figura 3.33 - Distância desde o armazém central da Giant Europa (Den Helder, Holanda) até à Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps). .....	83
Figura 3.34 - Representação do sistema de produto do quadro de aço produzido em Portugal com fim-de-vida deposição em aterro (OpenLCA).....	84
Figura 3.35 - Representação do sistema de produto do quadro de aço produzido em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA). .....	85
Figura 3.36 - Representação do sistema de produto do quadro de aço produzido em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA). .....	86
Figura 3.37 - Representação do sistema de produto do quadro de alumínio produzido em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA). .....	86
Figura 3.38 - Representação do sistema de produto do quadro de alumínio produzido em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA). .....	87
Figura 3.39 - Representação do sistema de produto do quadro de fibra de carbono produzido em Portugal com fim-de-vida deposição em aterro (OpenLCA). .....	87
Figura 3.40 - Representação do sistema de produto do quadro de fibra de carbono produzido em Portugal com fim-de-vida incineração (OpenLCA).....	88
Figura 3.41 - Representação do sistema de produto do quadro de fibra de carbono produzido em Taiwan com fim-de-vida aterro (OpenLCA). .....	89
Figura 4.1 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacte acidificação no cenário da produção de um quadro de aço em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA). .....	93
Figura 4.2 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacte acidificação no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA). .....	93
Figura 4.3 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacte alterações climáticas no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA). .....	94



Figura 4.4 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	95
Figura 4.5 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto eutrofização para sistemas dulçaquícolas no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	96
Figura 4.6 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto toxicidade humana, efeitos cancerígenos no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	96
Figura 4.7 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto toxicidade humana, efeitos cancerígenos no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	97
Figura 4.8 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto radiação ionizante – ecossistema no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	98
Figura 4.9 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto radiação ionizante – saúde humana no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	99
Figura 4.10 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto uso do solo no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	100
Figura 4.11 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto Eutrofização de sistemas marinhos no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	100
Figura 4.12 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis no cenário da produção de um quadro de aço em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	101
Figura 4.13 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto Depleção da camada do ozono no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	102

Figura 4.14 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacte Partículas PM <sub>2.5</sub> no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	103
Figura 4.15 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacte Formação de ozono fotoquímico no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	104
Figura 4.16 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacte Eutrofização terrestre no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	105
Figura 4.17 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacte Depleção de recursos marinhos no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).	106
Figura 4.18 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.	108
Figura 4.19 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Portugal com fim-de-vida reciclagem e deposição em aterro.	110
Figura 4.20 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.	112
Figura 4.21 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em alumínio em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.	115
Figura 4.22 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.	117
Figura 4.23 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida aterro.	120
Figura 4.24 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Portugal com fim-de-vida incineração e deposição em aterro.	122

Figura 4.25 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Taiwan com fim-de-vida aterro. ....	124
Figura 4.26 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço, alumínio e fibra de carbono em Portugal. ....	127
Figura 4.27 - Resultados normalizados para cada um dos indicadores de impacte analisados para cada um dos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço, alumínio e fibra de carbono em Portugal. ....	128
Figura 7.1 – Processo de Bayer: extração de hidróxido de alumínio a partir de bauxite e calcinação para óxido de alumínio (alumina) (Nuss & Eckelman, 2014). ....	143
Figura 7.2 - Visão geral simplificada dos processos produtivos do alumínio (Nuss & Eckelman, 2014). ....	144
Figura 7.3 - Visão geral da produção de ferro fundido e aço (os materiais e processos cinzentos são de menor relevância e não são considerados nos dados daecoinvent) (Nuss & Eckelman, 2014). ....	145

## Índice de Tabelas

Tabela 2.1 - Importações de bicicletas convencionais e elétricas pela EU 28 em 2014 e 2015 (Eurostat, 2015 in COLIBI, 2016).....	9
Tabela 2.2 - Descrição sumária dos softwares de ACV SimaPRO, GaBi e openLCA. ....	49
Tabela 2.3 - Estado da arte da literatura relativa a ACV de bicicletas.....	54
Tabela 3.1 – Indicadores de Impacte método ILCD 2011 Midpoint (European Commission, 2012). ....	90
Tabela 3.2 – Fatores de normalização e ponderação dos indicadores de impacte da metodologia EC-JRC Global. ....	91
Tabela 4.1 – Resultados obtidos para o indicador acidificação para todos os cenários. ....	92
Tabela 4.2 - Resultados obtidos para o indicador alterações climáticas para todos os cenários. ....	93
Tabela 4.3 - Resultados obtidos para o indicador ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas para todos os cenários. ....	94
Tabela 4.4 - Resultados obtidos para o indicador eutrofização em sistemas dulçaquícolas para todos os cenários. ....	95
Tabela 4.5 - Resultados obtidos para o indicador toxicidade humana, efeitos cancerígenos para todos os cenários. ....	96
Tabela 4.6 - Resultados obtidos para o indicador toxicidade humana, efeitos não cancerígenos para todos os cenários. ....	97
Tabela 4.7 - Resultados obtidos para o indicador radiação ionizante - ecossistema para todos os cenários. ....	97
Tabela 4.8 - Resultados obtidos para o indicador radiação ionizante - saúde humana para todos os cenários. ....	98
Tabela 4.9 - Resultados obtidos para o indicador uso do solo para todos os cenários. ....	99
Tabela 4.10 - Resultados obtidos para o indicador eutrofização em sistemas marinhos para todos os cenários. ....	100
Tabela 4.11 - Resultados obtidos para o indicador depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis para todos os cenários. ....	101
Tabela 4.12 - Resultados obtidos para o indicador depleção da camada do ozono para todos os cenários. ....	102
Tabela 4.13 - Resultados obtidos para o indicador partículas PM <sub>2.5</sub> para todos os cenários.....	102

Tabela 4.14 - Resultados obtidos para o indicador formação de ozono fotoquímico para todos os cenários. ....	103
Tabela 4.15 - Resultados obtidos para o indicador eutrofização terrestre para todos os cenários. ...	104
Tabela 4.16 - Resultados obtidos para o indicador depleção de recursos marinhos para todos os cenários. ....	105
Tabela 4.17 – Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.	106
Tabela 4.18 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Portugal com fim-de-vida reciclagem e deposição em aterro. ....	109
Tabela 4.19 – Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados em cada uma das fases do ciclo de vida do cenário de produção de um quadro de aço em Taiwan com fim-de-vida reciclagem. ....	111
Tabela 4.20 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em alumínio em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida reciclagem. ....	114
Tabela 4.21 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados em cada uma das fases do ciclo de vida do cenário de produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.....	116
Tabela 4.22 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida aterro. ....	119
Tabela 4.23 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Portugal com fim-de-vida incineração e deposição em aterro.....	120
Tabela 4.24 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados em cada uma das fases do ciclo de vida do cenário de produção de um quadro de fibra de carbono em Taiwan com fim-de-vida deposição em aterro.....	123
Tabela 4.25 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta aço, alumínio e fibra de carbono em Portugal. ....	125

Tabela 7.1 – Dados referentes à produção de bicicletas na Europa (EU 28) entre 2000 e 2015 (COLIBI, 2016).....	141
Tabela 7.2 – Dados referentes a vendas de bicicletas na Europa (EU 28) entre 2000 e 2015 (COLIBI, 2016).....	141
Tabela 7.3 – Dados referentes ao preço de venda de bicicletas na Europa (EU 28) no ano 2015 (COLIBI, 2016).....	142
Tabela 7.4 - Inventário do Ciclo de Vida dos sistemas de produtos analisados.....	146

## Lista de siglas e acrónimos

<b>ACV</b>	–	Análise de Ciclo de Vida
<b>AICV</b>	–	Análise de impactes de ciclo de vida
<b>AML</b>	–	Área Metropolitana de Lisboa
<b>APCER</b>	–	Associação Portuguesa de Certificação
<b>BF-BOF</b>	–	<i>Blast furnace-basic oxygen furnace</i>
<b>CAFE</b>	–	<i>Corporate average fuel economy</i>
<b>CML</b>	–	Câmara Municipal de Lisboa
<b>CO</b>	–	Monóxido de Carbono
<b>COLIBI</b>	–	Association of the European Bicycle Industry
<b>COLIPED</b>	–	Association of the European Two-Wheeler Parts' Accessories' Industry
<b>CONEBI</b>	–	<i>Confederation of the European Bicycle Industry</i>
<b>COV</b>	–	Compostos Orgânicos Voláteis
<b>CP</b>	–	Comercialmente Puro
<b>CTE</b>	–	Centro de Triagem e Ecocentro
<b>EAF</b>	–	<i>Electric Arc Furnace</i>
<b>EN</b>	–	Norma Europeia
<b>EU</b>	–	<i>European Union</i>
<b>EU 28</b>	–	28 Estados-membro da União Europeia
<b>FEDER</b>	–	Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional
<b>GEE</b>	–	Gases de efeito estufa
<b>GHG</b>	–	<i>Greenhouse Gas</i>
<b>ICV</b>	–	Inventário de Ciclo de Vida
<b>ILCD</b>	–	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
<b>ISI</b>	–	<i>Iron and steel industry</i>
<b>ISO</b>	–	<i>International Organization for Standardization</i>
<b>LAB</b>	–	<i>Lead-Acid Battery</i>
<b>LCA</b>	–	Life Cycle Assessment
<b>LCT</b>	–	Life Cycle Thinking
<b>NO<sub>x</sub></b>	–	Óxidos de Azoto
<b>NP</b>	–	Norma Portuguesa
<b>PAN</b>	–	Poliacrilonitrilo
<b>PM<sub>10</sub></b>	–	Partículas PM10
<b>POR Lisboa</b>	–	Programa Operacional Regional de Lisboa
<b>QREN</b>	–	Quadro de Referência Estratégico Nacional
<b>SA</b>	–	Sociedade Anónima
<b>SCP</b>	–	Sustainable Consumption and Production
<b>SO<sub>2</sub></b>	–	Dióxido de Enxofre
<b>TIG</b>	–	<i>Tungsten inert gas</i>

**UE** – União Europeia



# 1 Introdução

O ciclismo tem ganho popularidade como meio de transporte nas últimas décadas devido ao facto de ser um meio de transporte de baixo custo e com reduzido impacte ambiental face aos meios de transporte convencionais. Contudo, o aumento do número de bicicletas em circulação implica o consumo de materiais e a produção de resíduos na troca de componentes e no seu fim de vida. Adicionalmente, a utilização da fibra de carbono para fabricar componentes de bicicletas - como quadros e restantes componentes - tem aumentado substancialmente na última década. O uso desta matéria-prima é justificado pelo aumento do desempenho da bicicleta face ao uso de outras matérias-primas como o alumínio e o aço.

O paradigma atual de utilização de bicicletas em Portugal não contempla a reciclagem como um fim de vida realista para as componentes da bicicleta ou para a bicicleta em si, daí a necessidade de serem realizados estudos acerca dos impactes gerados pelo ciclo de vida deste meio de transporte, bem como soluções para um fim de vida de menor impacte. O presente capítulo compreende o enquadramento do tema desenvolvido nesta dissertação, bem como a apresentação dos objetivos do trabalho. Adicionalmente, é feita uma descrição resumida da metodologia aplicada e apresentada a estrutura da dissertação.

## 1.1 Enquadramento e relevância do tema

A eficiência da rede de transportes é um assunto de elevado interesse para governantes e outros sectores da sociedade, seja por motivos económicos ou ambientais. Adicionalmente ao crescimento do preço dos combustíveis fósseis, as externalidades negativas associadas às emissões atmosféricas são cada vez mais motivo de preocupação global. A congestão do tráfego rodoviário leva ao consumo de níveis elevados de energia e de emissões de poluentes (Coelho & Almeida, 2015).

A mobilidade ciclável tem-se tornado numa opção cada vez mais atrativa, especialmente para curtas distâncias. Estima-se que a travessia diária de um europeu se estende entre 9 a 22 km (Coelho & Almeida, 2015). Deslocações em bicicleta, tal como a pé evitam o congestionamento do trânsito rodoviário, apesar de as ciclovias ainda serem muito afetadas pelo tráfego rodoviário. Com o uso da bicicleta existe ainda o benefício acrescido da atividade física que não é demasiado intensa para poder ser considerada uma opção viável para deslocações diárias, a eliminação da preocupação com o estacionamento e o benefício financeiro, pois, consiste numa opção significativamente mais acessível em termos económicos do que um carro (Dave, 2010).

Assim como a mobilidade, a produção de bicicletas em Portugal também tem vindo a aumentar, sendo que em 2013 esta representava 7% do volume de produção da UE (COLIBI-COLIPED, 2014) e em 2015 passou a representar 14% do mesmo volume de produção, passando a ser o terceiro maior produtor de bicicletas da UE (COLIBI, 2016). Quanto ao volume de vendas, Portugal representava

cerca de 2% do volume total da UE em 2013 (COLIBI-COLIPED, 2014), tendo passado a representar cerca de 6% em 2015 (COLIBI, 2016). Contudo, a evolução mais surpreendente deu-se na criação de empregos nas indústrias de bicicletas e de componentes e acessórios de bicicletas, em que em 2013 Portugal se encontrava em nono lugar no ranking europeu (COLIBI-COLIPED, 2014) e em 2015 passou a ser o país da UE com mais postos de trabalho nestas indústrias, totalizando 7500 postos de trabalho (COLIBI, 2016).

Na cidade de Lisboa, beneficiando de recursos financeiros provenientes do QREN, operacionalizado através do POR Lisboa, num investimento total de 1,5M€ e uma comparticipação FEDER de 754 141,08€, a CML tomou uma série de medidas para melhorar um conjunto de pistas cicláveis, nomeadamente: continuidade da pista ciclável Pupilos do Exército; Troço 01 - Parque Florestal de Monsanto / Parque da Quinta da Granja; Troço 02 - Quinta da Granja/Quinta de Mata Muros e Troço 12 - Entrecampos – Alvalade (CML, 2015).

Tendo em conta o atual panorama crítico relativo à sobre-exploração dos combustíveis fósseis que tem conduzido ao consequente aumento do preço do petróleo, surge a oportunidade para criar condições de integração e promoção de meios de transporte alternativos, não poluentes. A bicicleta tem vindo, neste contexto, a conquistar o seu espaço na atualidade como uma alternativa ao transporte particular e um complemento ao transporte público, em percursos de curta distância (até 6 km) (CML, 2015).

Presentemente verifica-se que a bicicleta já não é encarada apenas como instrumento de utilização lúdica ou recreativa, mas como um meio de transporte que promove a saúde pública e permite criar maiores condições de harmonia urbanística. A CML considera que a sua utilização contribuirá para a oferta de mais um meio de transporte alternativo, individual e não poluente, em Lisboa com implicações extramunicipais, pelo efeito de massificação que se espera que aconteça nos restantes Concelhos da AML. Está em curso na CML um programa de redução do volume de tráfego na cidade de Lisboa, o que implica que a utilização conjunta de transportes públicos e bicicletas poderá desempenhar um papel fundamental na prossecução deste objetivo e também da acalmia dos fluxos de trânsito (CML, 2015).

No comércio a retalho de produtos funcionais como as bicicletas, onde se tem verificado - por mais de um século - um *design* dominante, os fabricantes e comerciantes vêem-se forçados a procurar formas inovadoras de se diferenciarem da concorrência e satisfazer as exigências dos consumidores para produtos e serviços mais personalizados (Jafari, Nyberg, Osnes, & Schmitz, 2015). Adicionalmente, hoje em dia existe um maior interesse no ciclismo, pelo que aumenta a necessidade de introduzir bicicletas mais atrativas no mercado, inclusive com a utilização de novos materiais e materiais mais sustentáveis, com o objetivo de melhorar o bem-estar e o ambiente. Contudo, é importante compreender os impactes causados pela produção destes novos tipos de bicicletas (Coelho & Almeida, 2015).

Atualmente existe um problema emergente relativamente à gestão dos resíduos da mobilidade ciclável. Em Portugal, as bicicletas depois de usadas, geralmente têm um único fim de vida: são desmontadas

e alguns dos componentes que se encontrem em bom estado são reutilizados noutras bicicletas, sendo os restantes depositados em aterro. Em outros casos também ocorre a deposição da bicicleta integralmente em aterro, sem que exista a preocupação em reciclar os componentes, em particular o quadro.

## **1.2 Objetivos e perguntas de investigação**

O principal objetivo da presente dissertação é efetuar uma avaliação do desempenho ambiental do quadro de uma bicicleta através de uma análise de ciclo de vida (ACV), incluindo os processos de produção e fim-de-vida. Pretende-se aferir qual o tipo de quadro, de entre alumínio, aço e fibra de carbono que apresenta o melhor e o pior desempenho ambiental, bem como avaliar a diferença entre a produção em Portugal e a produção em Taiwan. Esta análise apoia-se simultaneamente em dados provenientes de bases de dados de ACV e de dados reais obtidos através de uma empresa fabricante de bicicletas localizada no distrito de Aveiro, em Portugal.

Pretende-se comparar diferentes tipos de quadro de bicicleta com o objetivo de aferir qual o material que apresenta menores impactes ambientais e em que fase do ciclo de vida são verificados os impactes em questão. Este estudo incide sobre o quadro da bicicleta por este se tratar do principal componente da mesma, e assim permitir uma comparação representativa dos diversos tipos de bicicleta que existem.

O objetivo é permitir através deste estudo, a existência de informação necessária para o consumidor poder tomar uma decisão mais consciente acerca do tipo de bicicleta que deve adquirir para minimizar os impactes ambientais da sua escolha. Como linha de pensamento para o desenvolvimento desta dissertação, foram desenvolvidas as seguintes perguntas de investigação.

Principais perguntas de investigação:

- Quais são os principais impactes ambientais associados à produção de um quadro de bicicleta?
- Qual o tipo de quadro que apresenta menores impactes ambientais?
- Para um consumidor em Portugal, qual o local de produção entre Portugal e Taiwan de onde resultam maiores impactes?
- Quais as opções de fim-de-vida para cada tipo de material usado em quadros de bicicletas?

A resposta a estas questões permitirá contribuir para esclarecer a questão relativa aos impactes negativos do uso de quadros feitos de fibra de carbono. No final deste estudo identificam-se ainda um conjunto de medidas como soluções viáveis para o fim-de-vida dos componentes de bicicleta que são trocados em operações de manutenção e para a bicicleta quando deixar de ser utilizada. Um dos maiores desafios consiste em encontrar soluções para tornar as opções já existentes a nível global em soluções viáveis para o mercado português.

### **1.3 Organização da dissertação**

A presente dissertação encontra-se organizada em cinco capítulos, nomeadamente:

Capítulo 1. Introdução – Capítulo introdutório com apresentação do enquadramento geral do tema e do trabalho realizado, dos objetivos do seu desenvolvimento e uma síntese da sua organização e principais conteúdos.

Capítulo 2. Revisão da Literatura – Expõe os fundamentos teóricos dos temas abordados. Inicialmente é feita a caracterização do panorama atual de utilização da bicicleta, nomeadamente os materiais mais utilizados em quadros de bicicletas, bem como a descrição do seu processo de fabrico e principais emissões e consumos. De seguida é feita a descrição dos conceitos e fundamentos principais da ferramenta de ACV, bem como da sua metodologia.

Capítulo 3. Metodologia – Compreende a descrição detalhada dos estágios de desenvolvimento do presente trabalho, baseados nas principais etapas da execução de uma ACV. Neste capítulo também são apresentados os casos de estudo analisados.

Capítulo 4. Resultados e Discussão – Inclui a apresentação dos resultados das componentes de inventário e de avaliação de impacto relativamente à produção das bicicletas estudadas. A discussão dos resultados obtidos envolve a comparação e análise dos fluxos e dos indicadores de impacto ambiental.

Capítulo 5. Conclusões – Envolve a revisão crítica do trabalho desenvolvido e dos resultados obtidos, com a determinação dos aspetos mais significativos da ACV e o cumprimento dos objetivos propostos. São apontadas as limitações do estudo desenvolvido e sugestões para desenvolvimentos futuros.

## 2 Revisão da Literatura

A execução da Análise de Ciclo de Vida do quadro de bicicleta exigiu o desenvolvimento de uma pesquisa relativa aos fundamentos teóricos desta ferramenta de gestão ambiental, bem como do produto em estudo e do respetivo processo de produção. A ACV aborda a determinação dos impactes ambientais da produção de um bem ou serviço de acordo com uma perspetiva integrada das diferentes fases do processo de fabrico, tendo em conta a interação entre sistemas e entre estes e o ambiente. No ponto 2.1 são abordados os tópicos relativos à bicicleta, os principais materiais constituintes, o processo de fabrico e os impactes ambientais associados. A revisão teórica dos princípios e metodologia da ACV é apresentada no ponto 2.2.

### 2.1 A bicicleta

#### 2.1.1 História da bicicleta

Meios de transporte não motorizados são frequentemente considerados como elementos vitais de sistemas de transporte sustentáveis dado que as emissões de poluentes e ruído são muito baixas. O uso de modos de transporte não motorizado também promove um estilo de vida saudável e ajuda a reduzir a obesidade. Por estas razões, as bicicletas são um meio de transporte desejável para curtas e médias distâncias em áreas urbanas. Outros benefícios incluem a redução do uso de energia, da poluição do ar e ruído, bem como dos níveis de congestionamento nos corredores e vias de acesso específico para paragens de transportes públicos (Sayarshad, Tavassoli, & Zhao, 2012).

Num estudo conduzido por Paul Rosen, foi analisada a influência dos fatores sociais na evolução da bicicleta de montanha na última década. A invenção da bicicleta de montanha veio introduzir características na bicicleta convencional, tais com rodas mais pequenas e pneus de maior diâmetro, guiadores planos, mudanças no guiador e não no quadro e um movimento pedaleiro mais alto (Paul Rosen, 1993).

Estas bicicletas também introduziram os travões *Cantilever* - o tipo de travão mais comum, sendo o que habitualmente se vê nas bicicletas normais de lazer. Ao nível da estrutura, é muito semelhante a uma pinça, uma vez que possui dois calços de borracha em cada uma das extremidades da roda (Pedalada, 2017). Adicionalmente, compreendem cerca de quinze engrenagens, apresentam ângulos mais frouxos no quadro e maior distância entre os eixos do que as bicicletas de estrada. Para resistir à utilização em terrenos adversos, a bicicleta de montanha também deverá pesar menos de 15kg, ser feita de materiais leves e utilizar um conjunto de componentes de elevada qualidade (Paul Rosen, 1993). A introdução de novos componentes e alterações na tecnologia utilizada na construção de bicicletas conduziu a uma maior necessidade de utilização de recursos naturais.

Num ótica mais recente, até aos anos 70, a construção de quadros de bicicletas utilizava como matéria-prima o aço por ser um material muito fácil de trabalhar com a tecnologia existente na altura. Ainda hoje

a bicicleta média vendida nas grandes superfícies é feita de aço macio ou 1010 (a designação metalúrgica para o material). Contudo, o aço *Chrome-Moly* ou 4130 (a designação metalúrgica para um tipo de aço usado frequentemente na tubulação específica às bicicletas) foi o tipo de material mais usado para o tipo de tubulação usado desde os anos 70 até hoje. Esta mistura de materiais inclui Carbono, Crómio, Manganês, Molibdénio, Fósforo, Silício e Enxofre. Posteriormente surgiu a *Novacrom Columbus* (uma mistura patenteada) que melhorou em mais de 30% a força sobre o *Chrome-Moly* convencional (Peloton Magazine, 2014).

Com o avanço tecnológico, os quadros de corrida feitos de alumínio foram introduzidos na década de 1970 por conseguirem ser mais leves e rígidos que o aço. Os primeiros quadros de bicicleta feitos de alumínio foram construídos a partir de tubos de alumínio ligados a *lugs* de alumínio com um poliepóxido industrial. Os dois fabricantes mais populares deste estilo de armação foram Alan e Guerciotti. Os tubos usaram diâmetros e espessuras de parede semelhantes aos quadros de aço, resultando em estruturas mais flexíveis, frequentemente referidas como *noodles*. Permaneceram populares entre a comunidade feminina durante muitos anos, porque nenhuma outra bicicleta no mercado oferecia condições tão confortáveis em tamanhos pequenos (Peloton Magazine, 2014).

Na década de 1980, a Klein e a Cannondale foram pioneiros na construção de tubos de alumínio de grande diâmetro com paredes finas. Ao contrário de seus predecessores, esses quadros eram soldados por TIG (*Tungsten Inert Gas*). Os quadros tinham a reputação de serem leves e rígidos. Os avanços nas ligas e no tratamento térmico ajudaram a Cannondale a continuar a reduzir o peso dos seus quadros e a equilibrar a eficiência oferecida pelo aumento da rigidez com a necessidade dos pilotos de um mínimo de conforto (Peloton Magazine, 2014).

Hoje em dia, a maioria das estruturas de aço são construídas à mão em lojas de moldura artesanais. De uma forma geral, a maioria dos quadros situa-se na ordem dos 1,8 kg, o que era um peso razoável nos anos 80, mas hoje é considerado pesado para os padrões atuais. Ainda nos anos 80, Merlin Metalworks empresa com sede em Boston, foi a primeira a ter sucesso com a comercialização de quadros de titânio. Logo após, a companhia que é hoje líder no mercado do titânio, Litespeed, iniciou a sua atividade. Eventualmente, a empresa-mãe da Litespeeds comprou a Merlin (Peloton Magazine, 2014).

Nos anos 90 foi introduzido o Carbono com substituto do alumínio devido ao facto de conseguir ser mais leve. Hoje em dia a tecnologia existente permite conferir a melhor *performance* com a utilização deste material. A sua popularidade advém do facto de ao atribuir várias camadas consegue-se conferir as propriedades que se quer para cada segmento de ciclismo. Esta versatilidade veio tornar este o material mais popular do mercado (Peloton Magazine, 2014).

Apesar da popularidade dos novos materiais introduzidos, a indústria de bicicletas italiana voltou a agarrar o alumínio na década de 1990. Os fabricantes italianos de tubos começaram a conceber tubos de alumínio de pouco peso aos construtores, tal como hoje são caracterizados pela tubulação

Columbus Starship. Este foi o início de uma mudança radical na indústria de bicicletas italiana, uma agitação que continuaria nos próximos 10 anos (Peloton Magazine, 2014).

Em 1996, o alumínio substituiu em grande parte o aço como material dominante para os quadros de corrida. Havia alguns atletas profissionais a utilizar o titânio ou quadros de fibra de carbono, mas o aço tinha sido banido. Hoje, o alumínio é ligado com outros materiais, principalmente o escândio e o magnésio, para aumentar a resistência dos materiais. Aumento de força significa que os tubos podem ser desenhados mais finos, diminuindo assim o seu peso. Alguns fabricantes usam um método chamado *hydroforming*, onde a pressão hidráulica é usada para dar forma a cada tubo individual (Peloton Magazine, 2014).

Devido ao seu peso elevado, quadros de bicicleta feitos de aço não são utilizados por ciclistas profissionais de topo. A última pessoa a fazê-lo foi Miguel Indurain que venceu o Tour de France em 1995. Já a última vitória registrada com um quadro de alumínio foi no Tour de France em 1998. Nesta altura, já o alumínio tinha sido substituído pela fibra de carbono como o material dominante usado em bicicletas de corrida de topo. Contudo, o alumínio ainda é utilizado em alguns quadros de elevada qualidade, mas na maior parte tornou-se um material mais orientado para o orçamento para a maioria dos fabricantes. Por exemplo, as bicicletas de alumínio da Trek são mais acessíveis do que suas bicicletas de fibra de carbono (Peloton Magazine, 2014).

Em contrapartida, o titânio nunca teve o sucesso generalizado do aço ou mesmo do alumínio. Atualmente, o material de eleição para competição não é o titânio, mas sim a fibra de carbono. Isso deve-se em grande parte devido ao seu elevado custo. Contudo, o titânio permanece atraente, porque alguns construtores preferem este material para trabalhar por conseguirem fabricar quadros com dimensionamento personalizado e até mesmo geometria personalizada. A Seven Cycles tomou a iniciativa, oferecendo um dimensionamento personalizado, geometria personalizada e tubulação personalizada, de modo que a conferir exatamente a rigidez que o atleta quer (Peloton Magazine, 2014).

Mais recentemente, as bicicletas elétricas, ou *e-bikes*, surgiram como um novo e sustentável meio de transporte. Enquanto *e-bikes* são semelhantes às bicicletas convencionais em termos de função, elas diferem a nível do desempenho devido à adição de um motor elétrico, que fornece algum nível de assistência ao utilizador durante a viagem. Modelos diferentes de bicicletas elétricas fornecem essa assistência por meio de diferentes métodos, incluindo assistência com base em pedal, assistência controlada por acelerador ou uma combinação dos dois. Em comparação com as bicicletas comuns, as *e-bikes* podem oferecer alguns benefícios em relação ao alcance e ao esforço de viagem exigidos pelo utilizador, promovendo uma maior distância percorrida, aceleração mais fácil nas paragens e velocidades médias mais altas, permitindo superar terrenos difíceis e outros obstáculos. Contudo, não é claro como esses benefícios podem afetar o comportamento do utilizador, particularmente no que diz respeito à segurança (Langford, Chen, & Cherry, 2014).

As bicicletas elétricas têm sido criticadas por vários motivos, incluindo desempenho ambiental, contribuição para o congestionamento e segurança (Fairley, 2005 in (Cherry, Weinert, & Xinmiao, 2009)). Os impactos ambientais das bicicletas elétricas permanecem incertos. Entende-se que as bicicletas elétricas emitem zero emissões de escape durante a utilização e que sua eficiência energética global é maior e as emissões por quilómetro são menores do que as *scooters* e carros a gasolina. No entanto, não está claro como as emissões do ciclo de vida se comparam a outros modos alternativos que são considerados altamente sustentáveis, como o autocarro e a bicicleta convencional (Weinert *et al.*, 2007<sup>a</sup> in Cherry *et al.*, 2009).

### 2.1.2 Panorama atual

Nos últimos quinze anos, a produção de bicicletas na Europa (EU 28) tem sofrido oscilações como se pode observar na figura 2.1, sendo que voltou a verificar-se um aumento no valor de produção anual a partir de 2013. De 2014 a 2015 foi verificado um aumento de 10,14% no valor de produção anual de bicicletas na Europa (COLIBI, 2016).

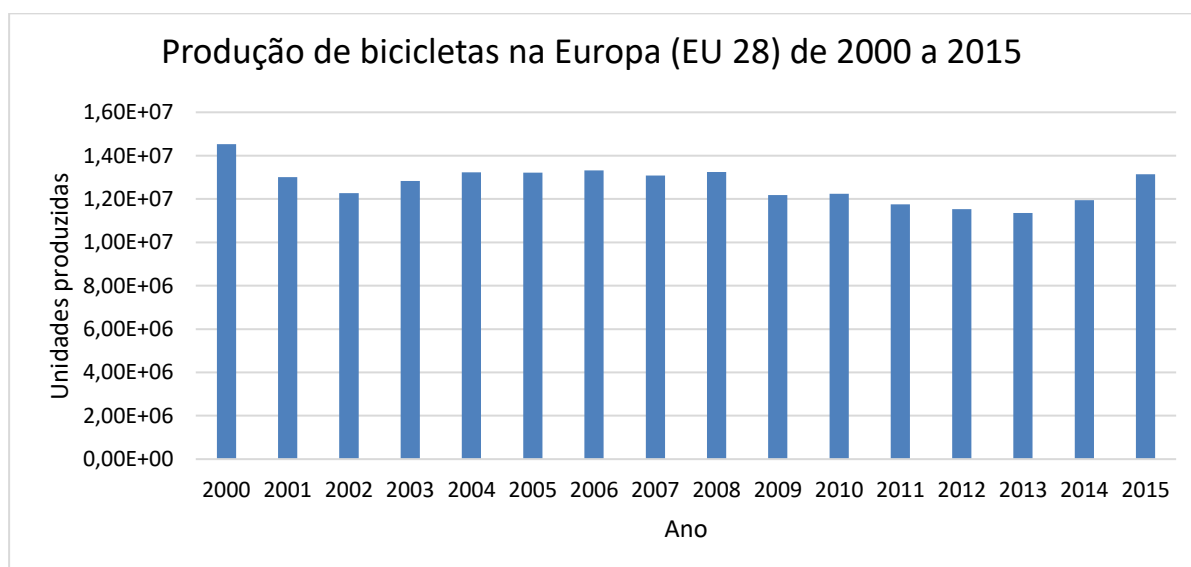


Figura 2.1 - Produção de bicicletas na Europa (EU 28) de 2000 a 2015 (COLIBI, 2016).

Relativamente à percentagem de produção feita em Portugal, esta apresentou um valor de 7% em 2013, tendo duplicado para 14% da produção europeia em 2015, passando a ser o terceiro maior produtor de bicicletas da EU 28 (COLIBI, 2016) (COLIBI-COLIPED, 2014).



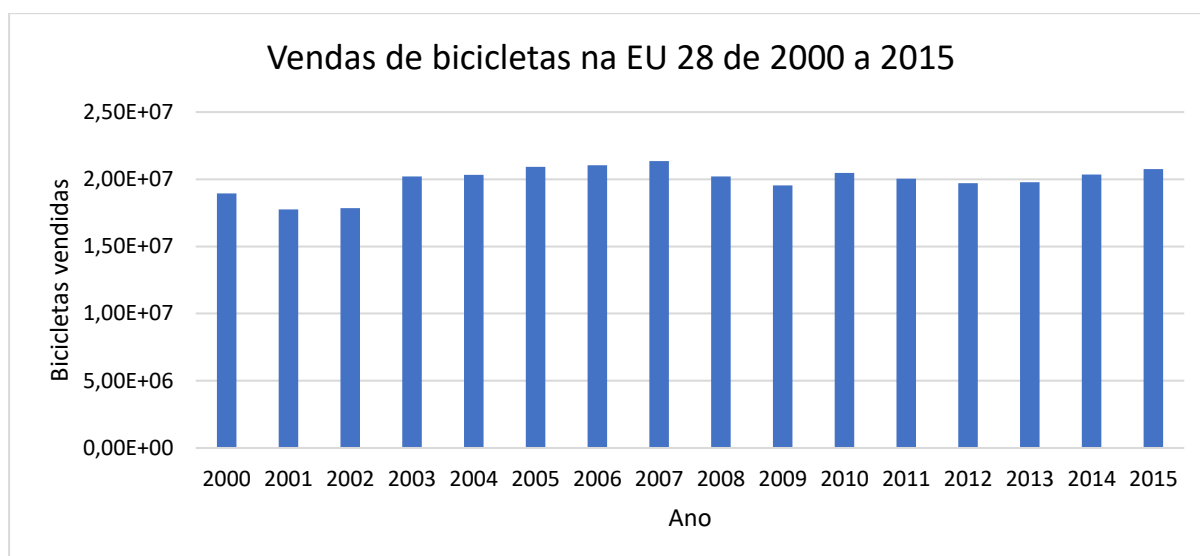


Figura 2.2 – Vendas de bicicletas na Europa (EU 28) de 2000 a 2015 (COLIBI, 2016).

Em termos de volume de vendas, este valor oscilou bastante entre os anos 2000 e 2015 como se pode constatar na figura 2.2, tendo também sido verificado um aumento de 2013 a 2015 na ordem dos 2% ao ano (COLIBI, 2016). Quanto à percentagem das vendas realizada em Portugal, estas representavam cerca de 2% do volume total da Europa (EU 28) em 2013 (COLIBI-COLIPED, 2014), tendo passado a representar cerca de 6% do mesmo em 2015 (COLIBI, 2016).

O preço das bicicletas em questão varia de país para país, sendo que em 2015 em Portugal, o valor médio de uma bicicleta vendida foi de 160€. Os Países Baixos apresentam o valor médio mais alto com 914€ por bicicleta, já a média da Europa (EU 28) é de 303€ (COLIBI, 2016). Os valores médios do preço das bicicletas vendidas em cada país podem ser observados na tabela 7.3 do Anexo I.

Em 2015, a Alemanha era o país da Europa (EU 28) que mais empregava pessoas na indústria de bicicletas, enquanto Portugal é o país da Europa que emprega mais pessoas na indústria produção de componentes e acessórios para bicicletas, registando em 2015 cerca de 6000 postos de trabalho. Contudo, em termos de receitas, constitui o quinto país da EU 28 com maior receita derivada da Indústria de produção de acessórios e peças de bicicleta (COLIBI, 2016).

Apesar de haver produção de bicicletas na Europa, a grande maioria das bicicletas vendidas, tanto convencionais como elétricas é de origem importada. A tabela 2.1 demonstra os valores das referidas importações no espaço EU 28 nos anos 2014 e 2015.

Tabela 2.1 - Importações de bicicletas convencionais e elétricas pela EU 28 em 2014 e 2015 (Eurostat, 2015 in COLIBI, 2016).

Ano	Importações de bicicletas pela EU28 (unidades)	Importações de bicicletas elétricas pela EU 28 (unidades)	Total (unidades)
<b>2014</b>	6 848 944	399 494	7 248 438
<b>2015</b>	6 683 324	646 450	7 329 774

Estes valores referem-se a bicicletas convencionais importadas do Bangladesh, Camboja, China, Hong Kong, Índia, Indonésia, Malásia, Paquistão, Filipinas, Sri Lanka, Taiwan, Tailândia e Vietname e bicicletas elétricas importadas da China, Taiwan e Vietname. As quantidades importadas de cada país nos anos 2014 e 2015 podem ser observadas na tabela 2.1 referentes a bicicletas convencionais e elétricas, respetivamente.

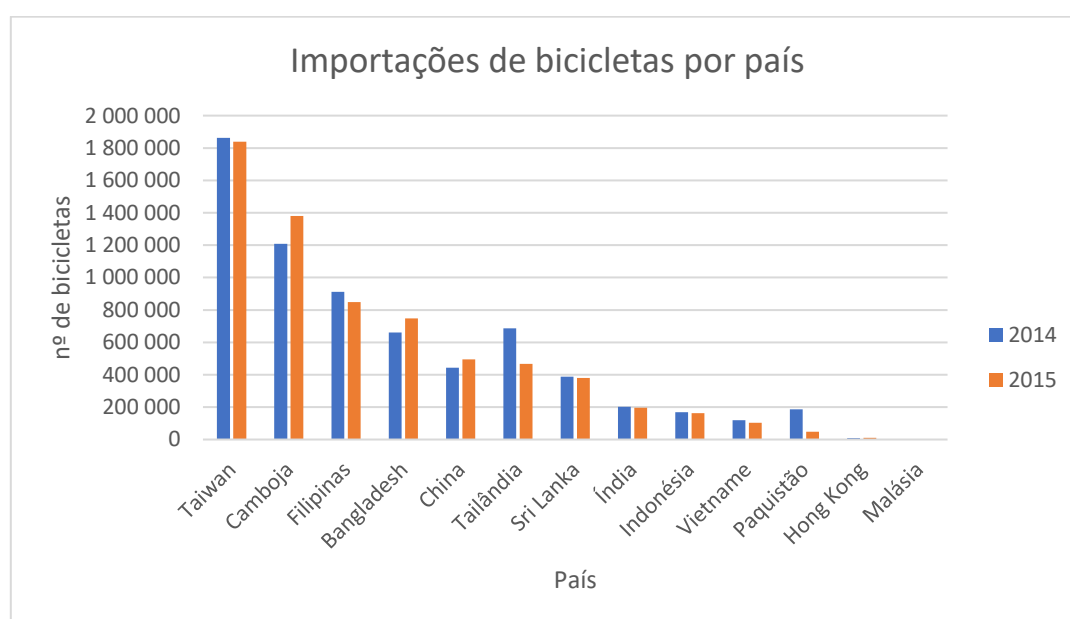


Figura 2.3 – Importações de bicicletas convencionais pela EU 28 por país, nos anos 2014 e 2015 (Eurostat, 2015 in COLIBI, 2016).

Da análise do gráfico da figura 2.3, conclui-se que a maioria das bicicletas convencionais importadas tem origem em Taiwan, seguido de Camboja e Filipinas. Relativamente às bicicletas elétricas, o país que mais exporta para a Europa é a China.

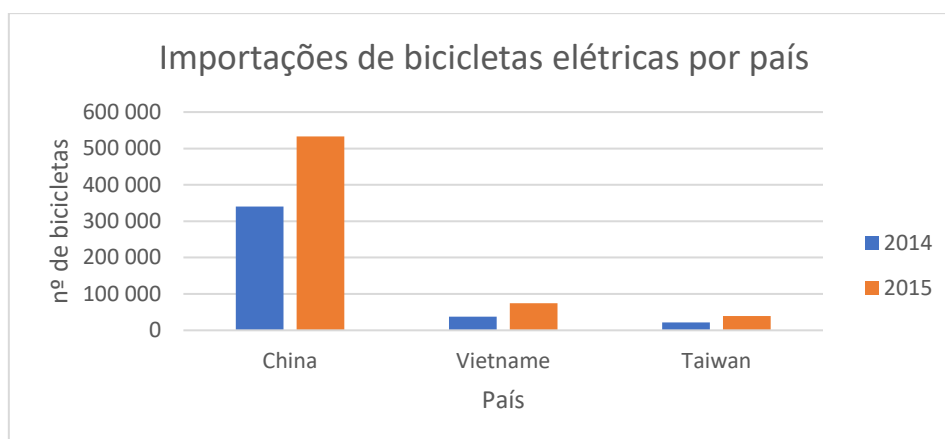


Figura 2.4 – Importações de bicicletas elétricas pela EU 28 por país de origem, nos anos 2014 e 2015 (Eurostat, 2015 in COLIBI, 2016).

Diariamente são feitas mais de 50 milhões de travessias de bicicleta na Europa (Tripodi & Persia, 2015). Em 2013, cerca de 1% das travessias realizadas em Portugal foram feitas em bicicleta (European Cyclists' Federation, 2016). Contudo, estatísticas relativas ao ciclismo apresentam um enorme desafio: a falta de dados atualizados e confiáveis a nível nacional nos países da União Europeia. A comparação de diferentes países europeus e dos seus hábitos de transporte continua a ser uma tarefa complicada nos dias de hoje, mesmo dentro da EU. O facto de haver fontes diferentes de estatísticas nacionais relativas a dados de ciclismo tornam difícil atribuir uma classificação a cada país (European Cyclists' Federation, 2016).

### 2.1.3 Materiais de quadros de bicicleta

Os impactes ambientais de um quadro de bicicleta dependem dos materiais usados para a sua produção, sendo que a maior parte das bicicletas a nível mundial são constituídas por quadros de alumínio e de aço. Uma vez produzidos, o alumínio e o aço podem ser considerados um recurso permanente, devido ao facto de serem 100% recicláveis. Contudo, esta percentagem de reciclagem nem sempre consegue ser atingida devido à perda de qualidade dos metais (impurezas) e perdas durante os processos de reciclagem. A extração, processamento e reciclagem destes materiais resulta em impactes ambientais que são na sua maioria devidos ao consumo de vastas quantidades de energia (Agyekum, Fortuin, & van der Harst, 2017).

#### Aço

O aço é uma liga de ferro e carbono que contém menos de 2% de carbono e de 1% de manganês, bem como pequenas quantidades de silício, fósforo, enxofre e oxigénio. O aço é considerado o material de engenharia e construção mais importante do mundo. A sua utilidade é transversal a vários tipos de utilizações, tais como: em automóveis e produtos de construção, frigoríficos e máquinas de lavar roupa, navios de carga e bisturis cirúrgicos (World Steel Association, 2017). A indústria de aço e ferro é a indústria de manufatura mais consumidora de energia a nível mundial, apresentando a maior percentagem na economia mundial (Olmez, Dilek, Karanfil, & Yetis, 2016). Consequentemente, esta

indústria encontra-se associada à emissão de quantidades significativas de gases de efeito estufa (GEE) (Burchart-Korol, 2013).

O aço é um produto de composição variada, apresentando mais de 3500 categorias diferentes, com diversas propriedades físicas, químicas e ambientais. Aproximadamente 75% dos tipos de aço mais utilizados nos dias hoje foram desenvolvidos nos últimos 20 anos. Se a Torre Eiffel tivesse de ser reconstruída hoje, os engenheiros responsáveis apenas precisariam de um terço do aço que foi utilizado na sua construção original. Também os carros modernos são construídos com novos tipos de aço que são mais fortes e até 35% mais leves do que os utilizados no passado (World Steel Association, 2017).

Na produção mundial de ferro e aço, a China ocupa o primeiro lugar, seguida pelo Japão e os Estados Unidos da América. A Turquia, com uma produção de 34,7 milhões de toneladas, teve uma quota de 2,1% da produção mundial total em 2013 (WSO, 2014 in Olmez *et al.*, 2016) e ocupou o quarto lugar entre os países produtores de aço no mundo. Adicionalmente, na Europa o lugar de maior produtor é ocupado pela Alemanha, sendo a Turquia o segundo maior produtor (WSO, 2014 in Olmez *et al.*, 2016). A produção de ferro e aço é uma indústria altamente consumidora de energia, sendo, portanto, associada à conservação de recursos, eficiência energética e redução de emissões. A indústria de aço e ferro turca (ISI) é responsável por cerca de 25% do consumo total de energia na indústria transformadora, sendo de particular interesse no contexto dos impactos ambientais (Olmez *et al.*, 2016).

Num estudo de ACV desenvolvido por Olmez *et al.*, 2016, foram analisados os impactes das indústrias de aço e ferro na Turquia, bem como a sua comparação com os impactes associados aos subprocessos de produção e aos produtos finais. Os limites do sistema utilizados foram “*cradle-to-gate*”, estando incluídos os processos a montante, transporte, processos de produção e serviços públicos nos limites do sistema. Os processos a montante consistem na extração e aquisição de matéria-prima, energia e materiais auxiliares. A fase de transporte refere-se ao transporte de materiais, nomeadamente matérias-primas, materiais auxiliares e combustíveis.

Os processos produtivos para produção de aço encontram-se divididos em dois, nomeadamente, o sistema de produção principal e as *utilities*. O sistema de produção principal compreende os seguintes subprocessos: produção de coque (CM), sinterização (S), alto-forno (BF), forno básico de oxigénio (BOF), fundição (C) e laminação a quente (HR), que podem ser observados no diagrama da figura 2.5 (Olmez *et al.*, 2016).

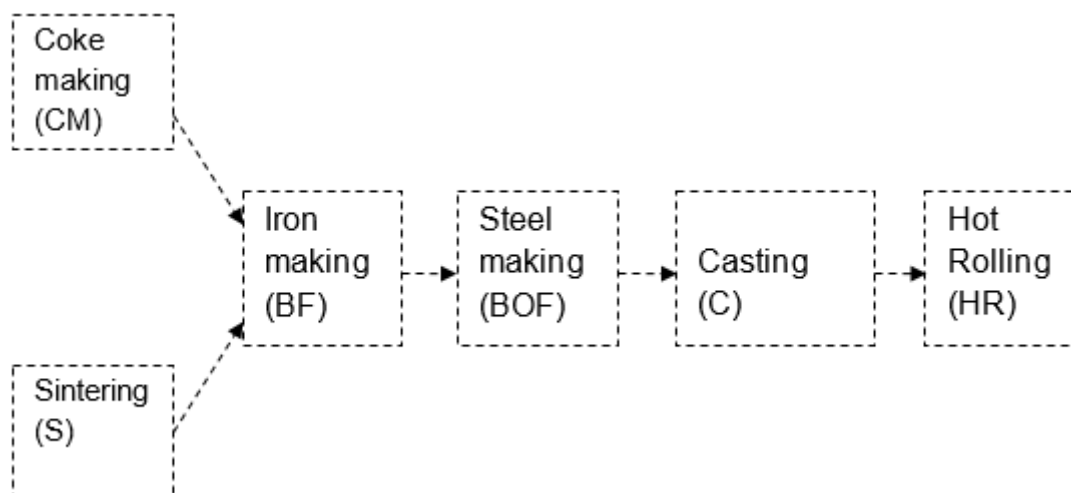


Figura 2.5 - Diagrama de fluxos do processo de produção integrado de ferro e aço (Olmez *et al.*, 2016)

As *utilities* incluem a energia, infraestruturas de água e oficina mecânica. As instalações de energia compreendem caldeira, turbogerador, ventilador turbo, água desionizada, calor residual e fábricas de oxigênio que produzem vapor, eletricidade, ar comprimido, vapor e oxigênio, respetivamente. As instalações de água fornecem água desionizada, água de serviço (não própria para consumo) e água do mar. A oficina mecânica é responsável pela reparação e fabricação de peças de máquinas. A oficina mecânica foi excluída durante as avaliações de ACV realizadas para os subprocessos e produtos, já que a contribuição desta unidade para processos ou produtos específicos não pode ser desintegrada (Olmez *et al.*, 2016).

Globalmente, o aço pode ser produzido de duas formas diferentes: o método integrado alto-forno e forno básico de oxigênio BF-BOF (*blast furnace-basic oxygen furnace*) e o método do forno de arco elétrico EAF (*electric arc furnace*), sendo que também existem variações e combinações associadas à produção. A principal diferença entre estas duas formas consiste no tipo de matéria-prima que consomem. O método BF-BOF utiliza predominantemente minério de ferro, carvão e aço reciclado, enquanto o EAF produz aço a partir de aço reciclado e eletricidade. Dependendo da configuração da fábrica e da disponibilidade de aço reciclado, outras fontes de ferro tais como o ferro de redução direta (DRI) ou outros metais fundidos também podem ser utilizados no método EAF (World Steel Association, 2017).

Cerca de 75% da produção de aço é feita pelo método BF-BOF, sendo os restantes 25% produzidos pelo método EAF. No método, inicialmente o minério de ferro é reduzido a ferro e posteriormente convertido em aço no BOF. Depois da fundição e laminação a quente, o aço é convertido em bobinas, pratos, secções ou barras. O aço feito num EAF utiliza eletricidade para derreter o aço reciclado. Aditivos tais como ligas são utilizados para ajustar aos níveis desejados de composição química. Adicionalmente à energia elétrica, também pode ser injetado oxigênio no EAF para auxiliar nesse processo. As fases a jusante como a fundição e laminação a quente são semelhantes às que ocorrem no método BF-BOF (World Steel Association, 2017).

Outra técnica utilizada para produzir aço é pelo forno de soleira aberta OHF (*open hearth furnace*), que compreende cerca de 0,4% da produção global. A tecnologia OHF utiliza vastas quantidades de energia face às alternativas, pelo que se encontra em declínio devido às suas desvantagens ambientais e económicas. A maioria dos produtos de aço permanecem em utilização durante décadas após serem reciclados. Logo, não existe aço reciclado suficiente para satisfazer as demandas do método EAF, havendo a necessidade de conciliar com o método BF-BOF. Todos estes métodos podem usar sucata de aço reciclada como *input* (World Steel Association, 2017).

O aço é um metal muito amigo do ambiente, dado que é completamente reciclável, apresenta uma grande durabilidade e requer poucas quantidades de energia para se produzir, face a outros materiais do género. A adoção de técnicas inovadoras de construção com aço leve (tais como automóveis e veículos ferroviários) pode conduzir à poupança de energia e de recursos. Esta indústria tem feito imensos esforços para reduzir os níveis de emissões na sua produção, através do consumo mais eficiente de energia. Atualmente, a produção de uma tonelada de aço requer 40% da energia que seria necessária em 1960, o mesmo sucede com as emissões de partículas (World Steel Association, 2017).

As propriedades magnéticas do aço facilitam a recuperação deste material na cadeia de resíduos para que este possa ser reciclado. Adicionalmente, as suas propriedades permanecem intactas independentemente da quantidade de vezes que este possa ser reciclado, fazendo com que este seja o material mais reciclado a nível mundial. O método de forno de arco elétrico (EAF) para produção de aço pode ser usado exclusivamente com aço reciclado (World Steel Association, 2017).

A grande maioria das bicicletas comercializadas em grandes superfícies é feita de aço macio ou aço 1010 (designação metalúrgica do material). O *Chrome-moly* ou aço 4130 é o tipo de aço mais utilizado em tubulação específica de bicicletas. Embora se acredite que algumas ligas são mais rígidas do que o aço 1010, a verdade é que todos os aços compartilham a mesma densidade e, portanto, a mesma rigidez. O que as ligas mais fortes permitem que uma empresa de tubos faça é desenhar um tubo de paredes finas (menos material resulta num tubo mais leve). Para adicionar rigidez, o tubo é puxado para um diâmetro maior. O aumento de material devido ao maior diâmetro resulta num tubo que é apenas ligeiramente mais leve do que seu antecessor (Peloton Magazine, 2014).



Figura 2.6 – Construção de quadros de aço por brasagem (WorldCycles, 2017)

A tubagem de aço passa por um processo de tratamento térmico em que os tubos são aquecidos a uma temperatura crítica (que depende da composição dos materiais) e, de seguida, cuidadosamente arrefecidos, a fim de aumentar a sua resistência. Quanto mais um tubo é aquecido durante a construção do quadro, maior é a perda deste tratamento térmico. Por esta razão, muitos fabricantes preferem construir quadros usando brasagem de prata de baixa temperatura (baixa temperatura é aproximadamente 371°C). A brasagem é um processo muito parecido com a

soldadura: uma haste fina é aquecida até que funde, para que esse metal derretido ligue os tubos (Peloton Magazine, 2014).

A brasagem de prata é mais difícil de executar do que brasagem de bronze. As articulações são mais suscetíveis à separação se os tubos não estiverem adequadamente preparados, mas a tubulação não é tão aquecida. Uma inovação mais recente no tratamento térmico é o aço que endurece à medida que arrefece, ganhando resistência depois da soldadura ou brasagem de bronze. O processo evita a perda de força devido ao calor elevado. *Reynolds 853* e *True Temper OX-Platinum* são exemplos desta nova geração de aços (Peloton Magazine, 2014).



Figura 2.7 – Construção de quadros de aço com lugs (Bob Brown Cycles, 2012).

O aço dá ao fabricante do quadro mais escolhas no método da construção do que qualquer outro material. Existem três métodos principais para unir tubos de aço: *lugged steel frame construction* (figura 2.7), brasagem (figura 2.6), e soldadura TIG (figura 2.8). Para a maioria da história das bicicletas, a construção lugged foi usada (construção com lugs). Lugs são essencialmente versões extravagantes dos cotovelos de soldadura usados por canalizadores (Peloton Magazine, 2014). Este tipo de construção de quadros de aço é atualmente praticado por artesãos e constitui o método mais caro de construção.



Figura 2.8 – Construção de quadros de aço por soldadura TIG (Screwfix Community Forum, 2016)

A brasagem é uma alternativa à construção *lugged* e envolve o uso de latão para unir os tubos por soldadura, como já foi referido anteriormente. Em contrapartida, a soldadura TIG (*tungsten inert gas*) é um estilo recente de construção de quadros de aço. Os primeiros quadros construídos desta forma foram construídos na década de 1980 (Peloton Magazine, 2014). Este constitui o método mais fácil de executar industrialmente, pelo que é a forma mais barata de construir quadros de aço.

Para além da construção das junções do quadro, outro fator a ter em atenção é a espessura das tubagens. A tubagem de aço *double-buttet* é conhecida por conferir uma maior leveza à bicicleta. A maioria dos atletas aprecia a maneira como o aço oferece um equilíbrio entre a sensação da estrada, a rigidez, e o conforto. Esta tubagem faz com que seja amortecida alguma da vibração da estrada. Apesar de tudo isto, é impossível construir uma estrutura de aço que pese um único quilograma, como acontece com a fibra de carbono, o que é considerado um efeito negativo em longas subidas e durante a aceleração (Peloton Magazine, 2014).

## Alumínio

O alumínio é o segundo metal mais utilizado, a seguir ao aço, pelas sociedades modernas. Nas últimas décadas tem-se vindo a verificar um aumento significativo do uso do alumínio nas indústrias de transporte, construção, embalagem e engenharia eletrotécnica devido às suas propriedades versáteis. Contudo, a produção de alumínio a partir de extração de minério (bauxite) requer muito mais energia do que a maioria dos metais e causa a emissão de vastas quantidades de gases de efeito estufa (GEE) (Norgate *et al.*, 2007 in Liu & Müller, 2012).

A bauxite não é um mineral, mas sim uma rocha formada por solos lateríticos que foram severamente lixiviados de sílica e outros materiais solúveis em climas húmidos tropicais e subtropicais. É o principal minério do alumínio. Praticamente todo o alumínio utilizado em processos produtivos provém da extração de bauxite (Hobart King, 2017). Globalmente, a produção de alumínio é responsável por 1% das emissões anuais de GEE (IEA, 2009 in Liu & Müller, 2012). Desta forma, a conservação de energia e redução de emissões têm sido uma preocupação chave na sustentabilidade da indústria do alumínio (G. Liu & Müller, 2012)

O ciclo de vida de um sistema de produto de alumínio pode ser observado na figura 2.9, pelo que os principais processos do mesmo consistem em:

- Exploração mineira e produção: o alumínio é produzido através da extração de bauxite ou reciclagem (produção secundária). Praticamente todo o alumínio primário produzido mundialmente ocorre por via do processo de Bayer para óxido de alumínio proveniente de extração de bauxite a céu aberto, seguido de eletrólise Halle-Héroult. O alumínio fundido pelo banho de eletrolisação é de seguida ligado, limpo e depositado em diferentes tipos de lingotes. O alumínio secundário é produzido a partir de fragmentos de alumínio usado em refinadores e fornos fusores. Os refinadores produzem ligas de fundição e alumínio de desoxidação a partir de material de sucata usado, enquanto os fornos de fusão produzem ligas mestre ou ligas forjadas principalmente a partir de material de sucata não usado (Boin and Bertram, 2005 in Liu & Müller, 2012).
- Fabrico: uma vez produzidos, os lingotes de alumínio podem ser utilizados em vários processos de fabrico para ser transformados em diferentes produtos semiacabados tais como folhas, chapas e perfis. Os produtos laminados, extrudados e fundidos são posteriormente processados para fabricar componentes como caixilhos de janela, quadros de bicicleta ou componentes de carros e finalmente incorporados por corte, união, formação e/ou tratamento de superfície em produtos finais em diferentes aplicações (Leroy, 2009 in Liu & Müller, 2012).
- Utilização: o alumínio é muito utilizado em transporte, construção, embalagem, bens de consumo duradouro e muitos outros sectores. Visto que a maior parte dos produtos de alumínio têm um período de vida duradouro, o alumínio acumula-se na tecnosfera e tem potencial para estar disponível como um futuro recurso (Liu *et al.*, 2011 in Liu & Müller, 2012). Estima-se que três quartos de todo o alumínio produzido nos anos 80 ainda se encontra em uso produtivo (Bertram *et al.*, 2009<sup>a</sup> in Liu & Müller, 2012).



- Gestão de resíduos e reciclagem: a triagem e identificação do material de sucata torna-se mais difícil à medida que o ferro velho se aproxima da fase de produto final. A sucata nova proveniente de diversas fases de produção e fabrico é geralmente de qualidade e composição conhecida e reciclada extensivamente e de forma eficaz. A taxa de reciclagem das sucatas antigas varia consoante o compromisso da sociedade e as tecnologias de processamento disponíveis para diferentes categorias de produtos (G. Liu & Müller, 2012).

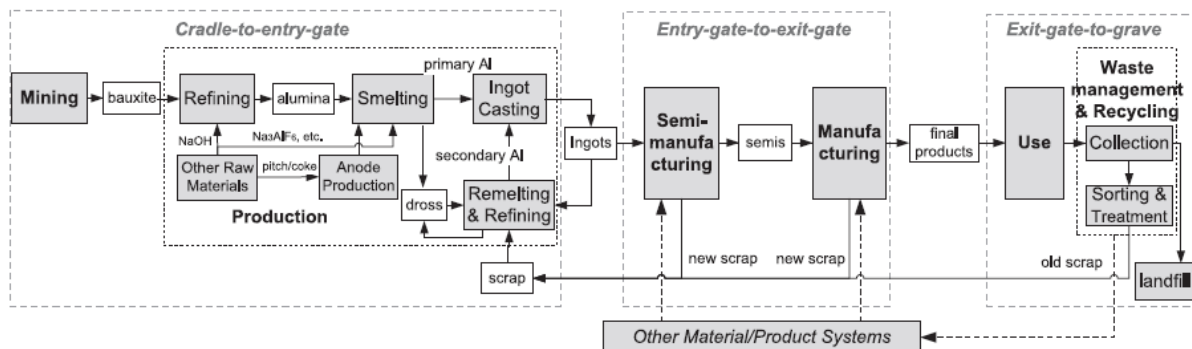


Figura 2.9 - Diagrama simplificado para um sistema *cradle-to-grave* de ciclo de vida de um produto de alumínio (G. Liu & Müller, 2012).

A maioria dos estudos não fornecem uma análise de ciclo de vida *cradle-to-grave* completa, mas sim, limitam-se a abordar processos específicos. A grande maioria destes apenas estuda a produção primária de lingotes de alumínio na fase de *cradle-to-entry-gate* e apenas alguns focam em detalhe na extração de bauxite e reciclagem de sucata. Adicionalmente, a maioria das ACV do alumínio foram realizadas em regiões como a Europa, os Estados Unidos da América e a Austrália, que juntos apenas contabilizam cerca de 20% da produção primária de alumínio de 2010, enquanto apenas foram encontrados poucos estudos referentes a países em vias de desenvolvimento. Tal se deverá à falta de informação disponível e à popularidade do conceito de ciclo de vida em determinados países (G. Liu & Müller, 2012).

A reciclagem de alumínio a partir de sucata requer cerca de vinte vezes menos energia do que o processo de produção primária de alumínio. Logo, as análises de ciclo de vida são sensíveis relativamente à origem do alumínio ser primária ou reciclada e a consequente questão da alocação torna-se um desafio crucial e controverso para os profissionais de LCA (G. Liu & Müller, 2012).

Em teoria, a estrutura metálica do alumínio não é afetada pelos processos de fusão e as suas propriedades inerentes conseguem ser mantidas indefinidamente (EAA, 2007 in Liu & Müller, 2012). Se as propriedades inerentes do material em questão não se alterarem, a ISO 14044 estabelece que um sistema de reciclagem em *open-loop* pode ser tratado como um sistema em *closed-loop* para que a alocação possa ser evitada. Logo, a expansão do sistema é preferencialmente usada para reciclagem de alumínio em *open-loop* com propriedades *closed-loop* tais como latas de alumínio (Ryberg *et al.*, 1998; Silva *et al.*, 2010 in Liu & Müller, 2012) e, em particular, defendida pela indústria como o método

"mais adaptado", independentemente da reciclagem ser em *open-loop* ou *closed-loop* (EAA, 2007; Atherton, 2007 in Liu & Müller, 2012).

Contudo, o fecho dos fluxos de materiais do alumínio e a preservação do valor é muitas vezes conseguido por um sistema de materiais em cascata (Sirkin e Houten, 1994 in Liu & Müller, 2012), isto é, o alumínio pode ser degradado na reciclagem dependendo do custo, fábrica e requisitos específicos do produto, apesar ser possível metalurgicamente preservar as mesmas propriedades (Dubreuil *et al.*, 2010 Liu & Müller, 2012). Por exemplo, hoje em dia, a maior parte do material de sucata não classificado é geralmente refinado para ligas de fundição para uso em automóveis (Kim *et al.*, 2010 in Liu & Müller, 2012). Seguindo as recomendações da ISO 14044 e das diretrizes do *International Reference Life Cycle Data System* (ILCD) recentemente estabelecidas (ILCD, 2010 in Liu & Müller, 2012), as alocações para lidar com a multifuncionalidade da reciclagem de alumínio de uma perspectiva atribucional são baseadas principalmente em propriedades físicas (Klöpffer, 1996; Ekvall e Finnveden, 2001 in Liu & Müller, 2012) e seguidamente no valor económico (Werner and Richter, 2000; Werner, 2005a; EAA, 2007 in Liu & Müller, 2012).

O alumínio tem cerca de um terço da densidade de aço, o que faz com que seja simultaneamente um material leve para trabalhar, que também é bastante resistente. Embora não seja tão forte como o aço, tem mais de 80% da força do aço nas ligas mais usadas. Contudo, este metal não tem um limite de resistência, o que o torna num material que se quebra facilmente. Projetar um quadro de alumínio que vai durar mais de alguns anos requer algum esforço (Peloton Magazine, 2014).

Desde que surgiram, os quadros de bicicleta de alumínio têm sido feitos através da ligação de tubos de alumínio a *jugs* de alumínio por soldadura TIG. Como estes quadros são suscetíveis a quebrar, devem ser tomadas precauções para evitar tensões acumuladas em qualquer parte do quadro. As juntas onde os tubos foram soldados são propensas a rachar se não houver uma transição suave de um tubo para outro, pois, as vibrações param onde não há uma transição suave. Estes locais de acumulação de tensão são chamados *stress risers* e conseguem ser evitados ao adicionar um material próprio à soldadura, que posteriormente será limado (Peloton Magazine, 2014).

O alumínio é geralmente conhecido por conferir uma experiência rígida ao atleta. Os tubos de maior diâmetro que foram usados em bicicletas de alumínio durante muitos anos deram à bicicleta uma sensação dura com boa resposta à aceleração, mas péssima em qualquer superfície que não fosse lisa. Recentemente os fabricantes conseguiram diminuir a sensação áspera das bicicletas de tubulação maior, mas no geral continuam mais rígidas que as bicicletas de aço. Desta forma, o alumínio tem tendência a ser melhor empregado em bicicletas maiores (Peloton Magazine, 2014).

### Fibra de carbono

A fibra de carbono consiste num fio longo de material com cerca de 0,005 - 0,010 mm de diâmetro composto maioritariamente por átomos de carbono. Os átomos de carbono são ligados por cristais microscópicos que se encontram alinhados paralelamente ao eixo da fibra. O alinhamento dos cristais

torna esta fibra incrivelmente forte para a sua dimensão. Dezenas de fibras de carbono são torcidas de forma a criar um fio que pode ser usado por si só ou sob a forma de um tecido (Zoltek, 2017).

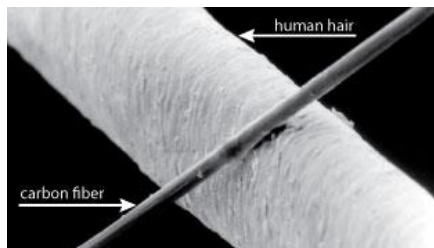


Figura 2.10 - Dimensão de um fio de fibra de carbono e um fio de cabelo (Zoltek, 2017).

O fio ou tecido é combinado com poliepóxido e enrolado ou moldado para formar compósitos. Materiais compósitos reforçados com fibra de carbono são usados para fabricar fibra de carbono aeronáutica e partes de naves espaciais, carroçarias de carros de corrida, eixos de tacos de golfe, quadros de bicicletas, canas de pesca, mastros de veleiro e outros componentes onde é necessário peso leve e muita força (Zoltek, 2017).

As fibras de carbono são classificadas pelo módulo de elasticidade (ou módulo de Young) da fibra. Consiste numa propriedade intrínseca do material, dependente da composição química, microestrutura e defeitos, que pode ser obtida da razão entre a tensão exercida e a deformação sofrida pelo material. As fibras de carbono classificadas como sendo de "módulo baixo" têm um módulo de tensão abaixo de 240 milhões de kPa. Outras classificações, por ordem ascendente do módulo de elasticidade, incluem o "módulo padrão", "módulo intermédio", "módulo alto" e "módulo ultra-alto". As fibras de carbono de módulo ultra elevado possuem um módulo de tensão de 500 milhões - 1,0 mil milhões de kPa (Zoltek, 2017).

Em contrapartida, o aço tem um módulo de Young de cerca de 200 milhões de kPa. Assim, as fibras de carbono mais fortes são dez vezes mais fortes do que o aço e oito vezes mais fortes do que o alumínio, sendo também muito mais leve do que os dois materiais (5 e 1,5 vezes, respectivamente). Além disso, as suas propriedades de fadiga mecânica são superiores a todas as estruturas metálicas conhecidas e são um dos materiais disponíveis mais resistentes à corrosão, quando acoplados com as resinas apropriadas (Zoltek, 2017).

A principal cadeia de fornecimento de fibra de carbono à base de PAN pode ser observada na Figura 2.11. Geralmente inicia com a extração de petróleo (crude), que passa por processos de refinação para obter propeno. O propeno pode ser produzido através da quebra das moléculas orgânicas de cadeia longa dos hidrocarbonetos no crude, seja por processos de vapor ou de *cracking* catalítico, sendo o primeiro a técnica mais utilizada. O acrilonitrilo é produzido principalmente a partir da amoxidação do propeno, também chamado de processo Sohio (da empresa Standard Oil of Ohio) (Cespi *et al.*, 2014 in Helbig *et al.*, 2016). O processo envolve a produção de nitrilos usando amónia e oxigénio e alcenos como substratos. O acrilonitrilo sofre um processo de polimerização radical para obter PAN (Huang, 2009 in Helbig *et al.*, 2016) .

O tratamento adicional do precursor de PAN para obter a fibra de carbono depende muito das propriedades desejadas e é geralmente executado numa única instalação de produção de fibra de carbono e, portanto, esses materiais subsequentes normalmente não são comercializados no mercado.

A capacidade de produção global está a aumentar rapidamente para atender à crescente demanda por tecnologia de compósitos de fibra de carbono (Helbig *et al.*, 2016).

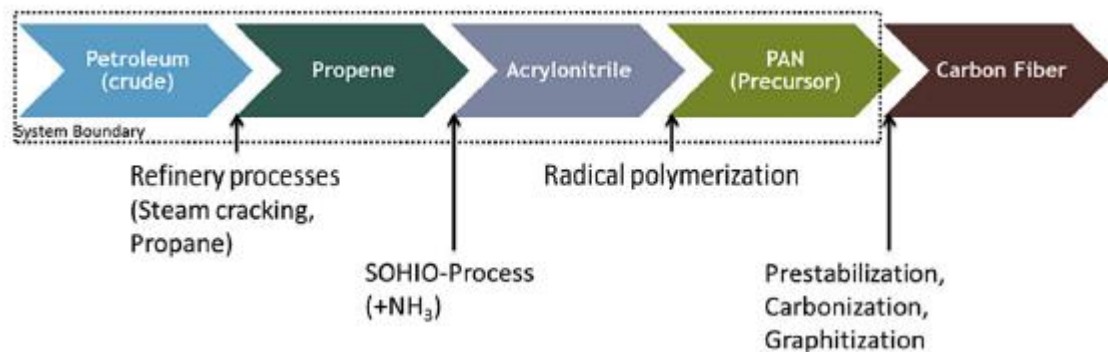


Figura 2.11 - Limites do sistema para produção de fibra de carbono (Helbig *et al.*, 2016).

Atualmente, o Poliacrilonitrilo (PAN) constitui o principal material precursor para a produção de fibra de carbono, com aproximadamente 96% da quota de mercado, apesar de também serem utilizados outros precursores tais como o *pitch* e o *Rayon*. A fibra de carbono é um material único na medida em que as propriedades do material abrangem uma ampla gama de propriedades termofísicas que podem ser adaptadas à aplicação desejada, permitindo uma vasta gama de propriedades de materiais. Ao aumentar a temperatura final de tratamento térmico das fibras de carbono à base de PAN, podem ser alcançados aumentos no módulo de elasticidade, condutividade elétrica e condutividade térmica. Tal se deve à crescente ordem estrutural na fibra à medida que a temperatura de carbonização aumenta (com tensão suficiente), resultando em fibras de carbono PAN comercialmente disponíveis com valores de módulo de elasticidade variando de 230 a 588 GPa, condutividades elétricas de 55-143 kS/m e condutividades térmicas de 5-156 W/m/K (Newcomb, 2016).

A produção de fibra de carbono à base de PAN requer a polimerização do PAN ou do copolímero PAN, seguido de fiação e trefilação antes da estabilização no ar (~ 200-300 °C) e carbonização num ambiente inerte (1000-1700 °C). Também pode ser realizado um passo adicional de carbonização de alta temperatura, que é conduzido por tratamento térmico da fibra até 3000 °C, também num ambiente inerte (Newcomb, 2016).

Durante o processo de tratamento térmico, o teor de carbono dentro da fibra precursora PAN aumentará de 68% no homopolímero PAN para >90% na fibra de carbono final. À medida que a temperatura de tratamento térmico é aumentada, o módulo de fibra de carbono aumenta e o teor de carbono continuará a aumentar, com fibras de módulo padrão tais como Toray T300 contendo 93% em peso de carbono, fibras de módulo intermédio tais como Toray T800 contendo 96% em peso de carbono e fibras de alto módulo tais como Toray M60J contendo >99% em peso de carbono (Newcomb, 2016).

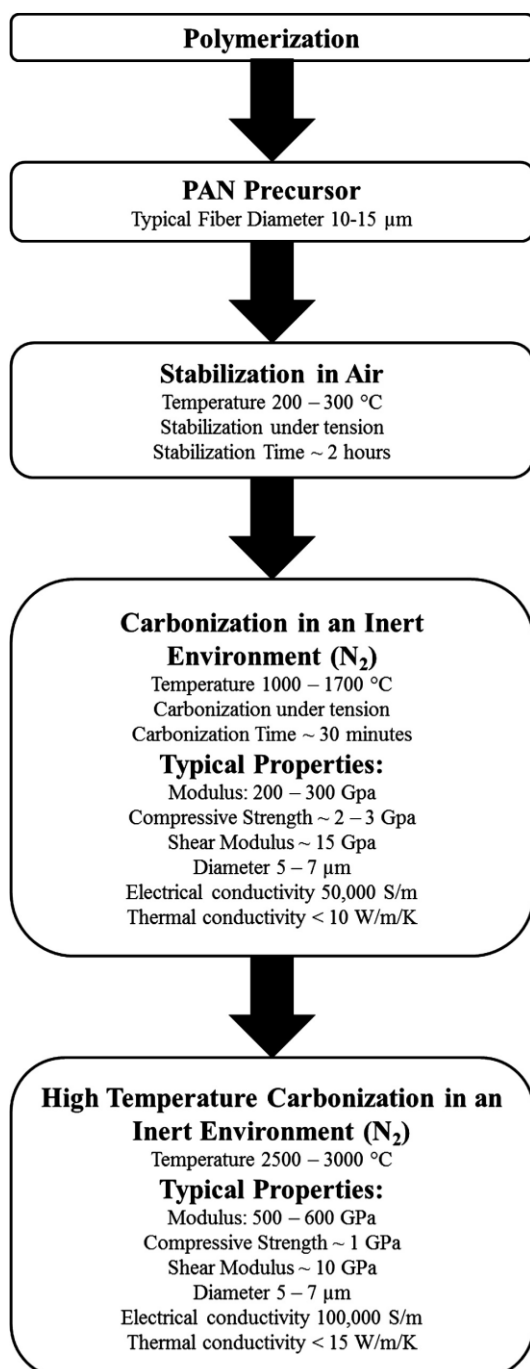


Figura 2.12 - Gráfico de fluxo do processo produtivo de fibra de carbono à base de PAN (Newcomb, 2016).

A solução e a polimerização em suspensão são os processos comerciais típicos para o fabrico de PAN, enquanto a polimerização em emulsão também é praticada. Uma variante da polimerização em suspensão, conhecida como polimerização em dispersão aquosa também é comum devido ao seu passo de propagação rápido. No entanto, a polimerização em suspensão requer etapas de pós-processamento que devem ser utilizadas para preparar o polímero para a fiação de fibras. Estas etapas incluem lavagem, secagem, moagem e dissolução do pó do polímero num solvente adequado. As etapas de pós-processamento envolvidas em suspensão e polimerização em dispersão aquosa não são necessárias na técnica de polimerização em solução, embora possa ser difícil conseguir um polímero de alto peso molecular (Wade, B. et.al, 1997 in Newcomb, 2016).

A dissolução de PAN preparada através de emulsão ou polimerização em suspensão tipicamente utiliza solventes apróticos polares tais como dimetilformamida (DMF), dimetilsulfóxido (DMSO), dimetilacetamida (DMAc) ou carbonato de propileno. Também são utilizados solventes aquosos de tiocianato de sódio (NaSCN) (Newcomb, 2016).

Quase todos os PAN são polimerizados como um copolímero, onde as fibras acrílicas são definidas como contendo pelo menos 85% de acrilonitrilo em peso e as fibras modacrílicas contêm entre 35% e 85% de acrilonitrilo em peso. Os copolímeros comuns incluem sais de ácido acrílico, ácido metacrílico (MAA), ácido itacónico, metacrilato, acrilamida, acetato de vinilo,

brometo de vinilo e sais de amónio quaternário para o fabrico de fibras precursoras de PAN. Os copolímeros PAN também podem apresentar um comportamento de dissolução melhorado em comparação com homopolímeros PAN, permitindo uma redução na estrutura de defeitos moleculares (Newcomb, 2016).

Relativamente ao fim de vida dos compósitos de polímeros, a avaliação de impacte através do método de ACV (Avaliação do ciclo de vida) para diferentes cenários de fim de vida apontou que a reciclagem

é a melhor opção do ponto de vista ambiental. Durante muitos anos, os resíduos compostos foram principalmente eliminados em aterros, mas, recentemente, a directiva da UE sobre a deposição de resíduos em aterro (Directiva 99/31/CE) resultará numa redução da quantidade de material depositado em aterro. Os compósitos de fibra de carbono são cada vez mais utilizados, como demonstrado por projetos como o BMW i3 e i8 no setor automóvel e, no setor aeroespacial, o Boeing 787 e o Airbus A350XWB. A demanda mundial de fibras de carbono atingiu aproximadamente 35 000 t em 2008, mas esse número deverá crescer até 120 000 t em 2020 (La Rosa, Banatao, Pastine, Latteri, & Cicala, 2016).

A criação de padrões de economia de combustível média corporativa (CAFE) mais rígidos nos EUA (54.5 mpg até 2025) e na União Europeia novas restrições de emissões de CO<sub>2</sub>, reduziram os limites de emissão de automóveis de passageiros de 130g de CO<sub>2</sub>/km hoje para 95 g de CO<sub>2</sub>/km em 2020. Para cumprir estes novos padrões, os compósitos reforçados com fibra de carbono são a escolha preferida. Isso explica o interesse da indústria automóvel em adoptar a utilização de compósitos de fibra de carbono (La Rosa *et al.*, 2016).

Contudo, o cumprimento da directiva relativa ao fim de vida de veículos na União Europeia exige que 85%, em peso, dos materiais utilizados em cada carro e caminhão leve construído para o ano modelo de 2015 e posterior devem ser reutilizáveis ou recicláveis. Consequentemente, cada vez mais serão necessários compósitos totalmente recicláveis. Relativamente aos dias de hoje, as matrizes poliméricas são divididas em termoplásticos e termofixos, sendo que os termoplásticos podem ser fundidos por aquecimento e solidificados por arrefecimento, sendo, portanto, recicláveis. Em contrapartida, os polímeros termofixos uma vez polimerizados não podem ser re-fundidos ou reformados. Estes termofixos, e em particular a resina de epóxi são os mais utilizados em estruturas de aeronaves e automóveis (La Rosa *et al.*, 2016).

Compósitos de fibra de carbono são atualmente utilizados em sectores como aeroespacial, desporto, automóvel, construção, defesa e energia, entre outros. Em 2014, o mercado global de fibra de carbono atingiu 1,98 mil milhões de dólares, enquanto o mercado dos compósitos de fibra de carbono (incluindo todos os materiais matriz) atingiu os 16,6 mil milhões de dólares. Estima-se que em 2021 estes mercados irão atingir um crescimento de 4,3 e 33,6 mil milhões de dólares, respetivamente. Estes valores devem-se ao crescimento de mercados como o aeroespacial e o industrial. Adicionalmente, estima-se que a demanda por produtos de fibra de carbono atingirá as 100 000 toneladas até 2020 (Newcomb, 2016).

Os compósitos de fibra de carbono oferecem atualmente os melhores parâmetros de peso, rigidez, durabilidade e facilidade de uso em relação a todos os outros materiais disponíveis para fabricação de componentes de bicicletas. A colocação de fibra de carbono e a qualidade de fabricação são extremamente importantes para poder controlar as cargas de torção mecânica. Ao contrário dos materiais isotrópicos, os compostos de fibra de carbono são um material feito pelo homem que pode ser feito para satisfazer praticamente qualquer propriedade mecânica sem alterar a forma estrutural geral da peça, eles são inteiramente anisotrópicos (Velocite, 2015).

Desta forma, para obter uma rigidez ótima em qualquer parte do quadro, uma vez que os requisitos básicos de forma são atingidos, apenas é necessário melhorar o formato da fibra de carbono e o processo de fabricação usado, não sendo necessário fazer mudanças estruturais. No entanto, fazer as mudanças adequadas no processo de fabricação e montagem da fibra de carbono é muito caro, logo existem mais frequentemente formas inovadoras e soluções mecânicas que visam melhorar a rigidez com o benefício de conseguir menores custos de produção. (Velocite, 2015).

Os quadros compostos de fibra de carbono podem ser fabricados usando os dois métodos seguintes:

1. Transferência de resina (RTM) ou método de enrolamento de filamentos - usado na construção *lugged* onde os tubos de carbono pré-formados são ligados a *lugs* internos ou externos e são mantidos no lugar com cola. Hoje em dia, o material do *lug* também é um composto de fibra de carbono.
2. Moldes fechados usando saco, núcleo de espuma, núcleos sacrificiais ou molde de mandril de polímero - usado para fazer elementos estruturais para quadros tubo-a-tubo (tubo unido) e para fazer molduras monocoque<sup>1</sup>.

É importante notar que o setor desportivo representa apenas 20% do consumo total de fibra de carbono, com o fabrico de peças de bicicletas, provavelmente, representando apenas 5% do consumo global de fibra de carbono. Isso significa que os materiais de fibra de carbono e as resinas associadas que a indústria do ciclismo utiliza foram originalmente desenvolvidos para outro setor como o aeroespacial. Não há materiais de fibra de carbono ou resinas específicos para bicicletas. Geralmente a fibra de carbono que é usada vem em rolos de tecido pré-impregnado. Uma vez que o composto de fibra de carbono é um material compósito que combina fibra de carbono e resina, pré-impregnado significa que a fibra de carbono já foi saturada com resina. A quantidade de resina que está presente e o seu tipo depende do grau e do uso final do pré-impregnado da fibra de carbono (Velocite, 2015).

Componentes de bicicletas, nomeadamente, quadros de bicicleta são feitos com vários tipos de fibra de carbono, caracterizados principalmente pela resistência à tração e módulo de elasticidade. A força de tração é a quantidade de força necessária para que as fibras se quebrem, enquanto o módulo de elasticidade é uma medida da rigidez da fibra de carbono. O custo dos materiais e consequentemente das bicicletas geralmente aumenta com o aumento da resistência à tração, ou aumento no módulo de elasticidade, o que justifica porque estas bicicletas são mais caras do que modelos semelhantes feitos de aço ou alumínio (Velocite, 2015).

### Titânio

O titânio é a maravilha de todos os metais usados para quadros de bicicleta. Consiste no quarto elemento metálico mais abundante da crosta terrestre e é muito utilizado em submarinos russos, nas

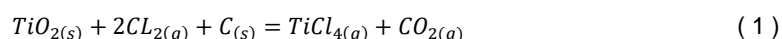
---

<sup>1</sup> Monoque é um tipo de construção (como de uma fuselagem) em que a camada externa carrega a maior parte das tensões. Um tipo de construção de veículo (como um automóvel) em que o corpo é integral com o chassis (Merriam-Webster, 2013).

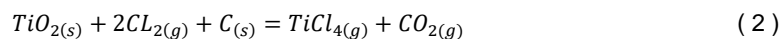
linhas hidráulicas dos aviões e obviamente nos quadros de bicicleta. Contudo, este material é ainda mais difícil de extrair do minério do que o alumínio. Produzir tubos de titânio é um processo caro porque é intensivo em mão-de-obra e requer grandes quantidades de energia (Peloton Magazine, 2014).

Este metal é amplamente usado tanto na sua forma comercialmente pura (CP) como numa gama de ligas que otimizam várias propriedades conforme necessário para o uso final pretendido. Altamente soldável e formável, o titânio CP geralmente tem menor resistência à tração e limite de elasticidade do que as ligas. Tipicamente, cerca de 30% dos produtos do moinho de titânio são usados na forma CP. (Norgate & Wellwood, 2006).

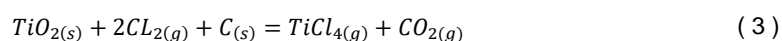
O custo elevado do material está diretamente relacionado à propensão do titânio para reagir com o oxigénio, o que restringe muito as técnicas disponíveis para redução. Por exemplo, acreditava-se, durante muitos anos, que não era possível extraí-lo numa forma de alta pureza a partir do óxido. Considerou-se importante converter o óxido de titânio noutra composto antes da redução, tendo o cloreto sido selecionado para este propósito, pois os minérios de titânio podem ser carboclorados num fluido e, devido aos diferentes pontos de ebulição dos cloretos, o tetracloreto de titânio puro pode ser separado dos outros cloretos (Fray, 2016):



Existem duas formas de reduzir o tetracloreto de titânio – o processo de Hunter (Hunter, 1910) que usa o sódio como redutor:



e o processo Kroll (Kroll, 1940) que usa magnésio como redutor:



Deve notar-se que o sódio é mais caro que o magnésio. O processo Hunter foi desenvolvido pela primeira vez em 1910, mas foi substituído pelo processo da Kroll, exceto na produção de titânio de alta pureza para a indústria eletrónica. Outra diferença entre os dois processos consiste no fato de o sódio é capaz de dissolver em cloreto de sódio, tornando a fusão eletronicamente conduzida. Isso significa que a reação de redução pode ocorrer durante todo o fluxo de cloreto de sódio, de modo que as partículas possam ser nucleadas e crescidas por todo processo de fusão, tornando o titânio muito fino (Fray, 2016).

No caso do processo Kroll, o magnésio não se dissolve prontamente no cloreto de magnésio, então a reação de redução pode ocorrer apenas na superfície de um condutor eletrónico, onde a transferência de eletrões pode ocorrer de modo que o tamanho de partícula do produto de titânio seja maior. No processo Kroll, os lingotes de magnésio são carregados num reator de aço, o reator é soldado e



aquecido a cerca de 950 °C, o tetracloreto de titânio, que ferve a 136 °C, é alimentado no reator durante cerca de 3 dias, de modo a que o cloreto de magnésio seja removido como subproduto (Fray, 2016).

Frequentemente, é eletrolisado no local para produzir magnésio para o processo de redução e cloro para a reação de carbocloração. No final do processo de redução, o recipiente é arrefecido, a solda é quebrada e a esponja de titânio removida como um grande cilindro poroso; os restantes cloreto de magnésio e magnésio são volatilizados a 950° C sob vácuo. Todo o processo, desde a cloração do hidrato de carbono até a esponja final de titânio, leva 17 dias, requer mão-de-obra intensiva e os produtos químicos são tóxicos. O maior reator Kroll do mundo pode fazer apenas lotes de 10t e o subsequente processamento da esponja Kroll em ligas, lingotes e folhas também é caro (Fray, 2016).

A liga é particularmente difícil de atingir com elementos mais pesados, como níquel e nióbio, tendendo a segregar em titânio fundido. O fluxograma para o processo da Kroll, que tem uma supremacia por mais de 50 anos, é mostrado na Figura 2.13 e este é o processo com o qual todos os novos processos devem ser comparados. Na década de 1950, Wilhelm Kroll afirmou que seu processo seria substituído por uma rota eletrolítica em 15 anos, embora muitos operadores tenham concluído que não havia outra maneira de produzir titânio, exceto pelo processo da Kroll, e tentaram aumentar a eficiência desse processo. No entanto, devido ao grande número de aplicações possíveis para o titânio e seu alto custo comparado a outros metais estruturais, muitos laboratórios estão investigando novas rotas para a produção do metal (Fray, 2016).

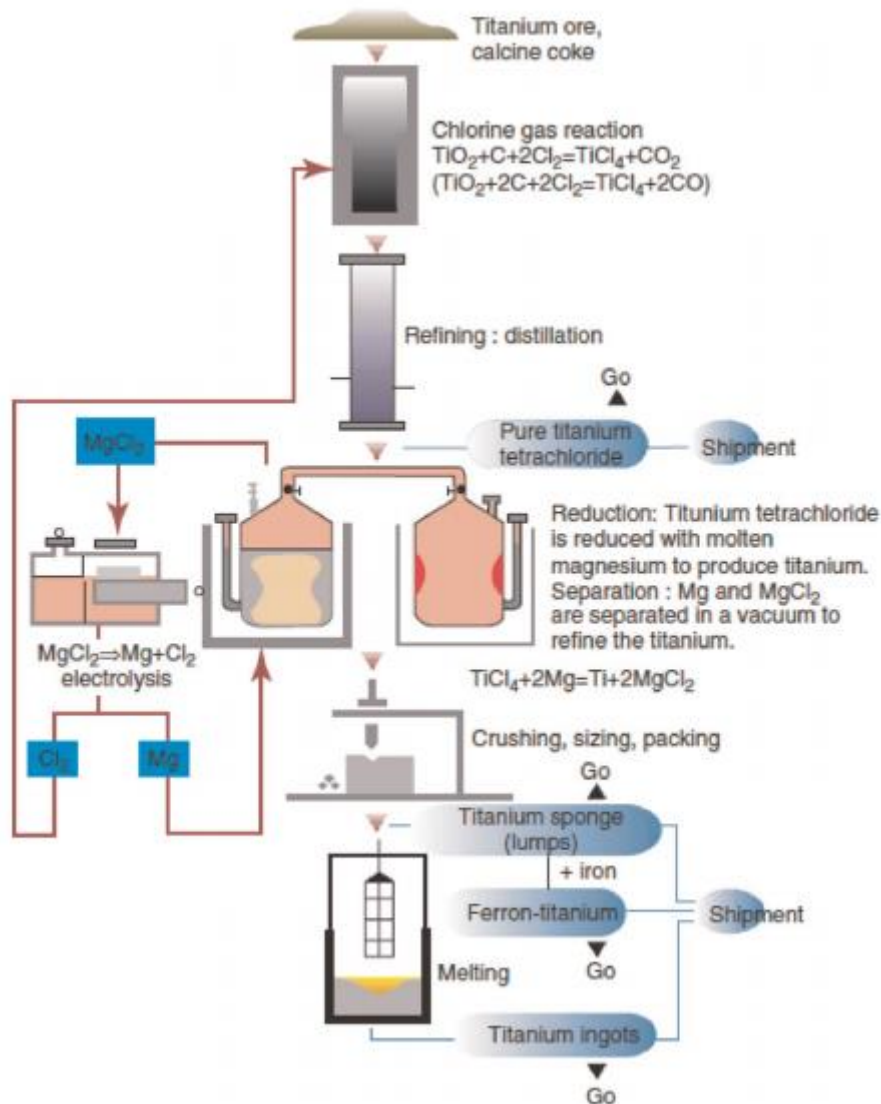


Figura 2.13 – Diagrama esquemático do processo de Kroll para produção de titânio (Fray, 2016).

O titânio apresenta-se com metade da densidade do aço e metade da sua rigidez (módulo de elasticidade). Como resultado, tem praticamente a mesma relação força-peso. O que difere é o seu alongamento: o quanto pode dobrar sem se quebrar. Com aproximadamente o dobro do alongamento do aço, teoricamente o titânio parece indestrutível. O titânio, tal como o aço, pode ser incorporado num quadro rígido ou num quadro flexível, dependendo do gosto dos construtores (ou clientes), ao passo que com o alumínio, é praticamente necessário um quadro rígido para dar ao quadro uma vida útil considerável (Peloton Magazine, 2014).

O titânio é encontrado com mais frequência em duas ligas que são denominadas pela sua designação química: 3Al/2.5V (94,5% titânio, 3% alumínio, 2,5% vanádio) ou 6Al/4V (90% titânio, 6% alumínio, 4% vanádio). O 3Al/2.5V é muito mais comum do que 6Al/4V, que é visto principalmente em acessórios para o quadro como encaixes de roda e apoios de cabo. Ambas as ligas possuem alto rendimento, contudo, o titânio também está disponível numa forma comercial pura sem outros metais à base de

ligas. A construção de tubos com este material foi a primeira técnica a ser utilizada, contudo tem reputação de quebrar facilmente sob pressão (Peloton Magazine, 2014).

O desafio de construir uma bicicleta de alta qualidade a partir de titânio vem principalmente do seu alongamento. Embora apresente valores elevados de densidade e módulo de elasticidade, mecanicamente falando o metal é difícil de desenhar em tubos suficientemente finos para tirar o máximo proveito de suas outras propriedades. O único método de construção utilizado em conjunto com o titânio é a soldadura TIG. Os primeiros quadros feitos de titânio foram produzidos por uma empresa americana chamada Teledyne. Os tubos do quadro foram soldados por TIG, tal como são hoje. Embora existam alguns fabricantes que experimentaram a ligação de tubos de titânio em *lugs*, esse método de construção tem sido raro (Peloton Magazine, 2014).

A soldadura TIG do titânio difere da solda de qualquer outro material de quadro. O titânio é extremamente suscetível à contaminação por oxigênio, logo, ao soldar titânio, o soldador deve montar um sistema de banho de argon elaborado que impeça o oxigênio de contaminar uma solda à medida que esta é feita. Devido ao seu incrível alongamento, o fabricante do quadro também deve usar ferramentas especiais ao cortar ou trabalhar o titânio. Embora o titânio poder ser pintado como o aço ou o alumínio, a maioria dos quadros de titânio são vendidos por pintar devido ao facto de o titânio natural conseguir ser muito apelativo. Por outro lado, o acabamento de superfície varia de empresa para empresa. Como o titânio exige um trabalho cuidadoso e preciso, um indicador do cuidado que o construtor teve pode ser verificado na consistência da solda (Peloton Magazine, 2014).

Enquanto os limites para o titânio parecem quase infinitos, nenhum construtor conseguiu ser bem-sucedido na manutenção da rigidez, enquanto mantém o peso abaixo de 1kg. Embora seja verdade que os primeiros quadros de titânio eram todos excepcionalmente flexíveis, hoje é possível comprar uma bicicleta de titânio situada num espectro de rigidez mais abrangente do que qualquer outro material. As maiores vantagens do titânio consistem nos seus acabamentos fáceis de limpar e na sensação surpreendentemente resiliente que o material oferece. A maioria dos atletas que experimentaram o titânio e o aço preferem este primeiro (Peloton Magazine, 2014).

Por não apresentar relevância em termos de percentagem de mercado, nesta dissertação não será considerado o estudo de quadros feitos a partir de titânio.

#### **2.1.4 Processo de fabrico da bicicleta**

Independentemente do material utilizado para construção do quadro e dos componentes da bicicleta, o seu processo produtivo pode-se dividir em quatro etapas que são comuns a qualquer bicicleta:

- i. Extracção da matéria-prima
- ii. Transformação primária
- iii. Transformação secundária
- iv. Produção

- i. A primeira etapa considerada na construção de uma bicicleta, consiste na extracção da matéria prima necessária para fabricar os diversos componentes da mesma. No caso da bicicleta com quadro de alumínio, o processo inicia com a extracção da bauxite, que é sujeita ao processo de refinação para produzir óxido e hidróxido de alumínio. No caso da bicicleta com quadro de aço, o processo inicia com a extracção do ferro. Finalmente, para as bicicletas com quadro de fibra de carbono, processo de fabrico inicia com a extração de petróleo.
- ii. A transformação primária do óxido de alumínio – que geralmente ocorre em fábricas junto ao local da extração – resulta na produção de alumínio primário que é depositado em lingotes. No caso do aço, o ferro extraído na fase anterior, juntamente com carvão e aço reciclado originam o aço, que depois da fundição e laminação a quente, é convertido em bobinas, pratos, secções ou barras. No caso do carbono, pode-se considerar a fase de produção primária como a fase de weaving dos fios de fibra de carbono para formar o tecido, ao qual é adicionada resina de epoxy.
- iii. Esta terceira etapa traduz-se na produção (através de processos de extrusão) e seccionamento dos tubos que irão originar o quadro. Este processo é válido tanto para o alumínio como para o aço. A transformação secundária no caso da fibra de carbono consiste no recorte das peças que irão posteriormente dar origem ao quadro.
- iv. Na fase de produção ocorre a montagem dos componentes obtidos da transformação secundária, nomeadamente, no caso das bicicletas de alumínio e aço, ocorre a soldadura dos tubos obtidos no processo anterior. Já no caso das bicicletas de fibra de carbono, nesta fase ocorre a montagem do quadro com auxílio a um molde e utilização de resinas de epóxi como cola. Após a montagem do quadro, ocorre a pintura que também difere consoante o material: no caso das bicicletas de alumínio é efetuada a anodização, pintura e lacagem, no caso das bicicletas de aço é efetuada pintura e lacagem e finalmente, no caso das bicicletas de fibra de carbono é efetuada pintura.

Estas quatro etapas servirão de base comparativa para os resultados obtidos nesta dissertação.

### **2.1.5 Impactes, consumos e emissões**

Relativamente aos processos acima discriminados, os impactes, consumos e emissões associados aos mesmos encontram-se descritos no presente subcapítulo.

#### **i. Extração da matéria-prima**

Na fase de utilização do ciclo de vida do alumínio, estudos que abordem o consumo de combustível evitado e as emissões de GEE devido à aplicação de alumínio em veículos são significativamente dominantes. Em contrapartida, a intensidade das emissões de GEE da produção de lingotes de alumínio primário varia consideravelmente em diferentes estudos, sendo que a principal diferença se centra no país onde ocorre a produção. Por exemplo, a China e a Austrália, dois países que utilizam maioritariamente eletricidade a partir de centrais termoelétricas a carvão, têm em média uma

intensidade de emissões superior aos outros países. Adicionalmente, estudos mais recentes demonstram intensidades inferiores nestas regiões devido ao avanço tecnológico e melhorias na eficiência energética (G. Liu & Müller, 2012).

Quando as emissões de GEE nas ACV do alumínio são discriminadas segundo as categorias de relatório do Greenhouse Gas (GHG) *Protocol*, as emissões do *Scope 1* (emissões diretas no local) e do *Scope 2* (emissões fora do local, nas centrais) são definitivamente dominantes. No entanto, as emissões relacionadas com o transporte e outras emissões auxiliares (*Scope 3*) também contribuem para uma certa quota-parte como se pode observar na figura 2.14, que varia consoante o grau de inclusão destas emissões. Esta percentagem é calculada em cerca de 5% para o mundo (IAI, 2007b in Liu & Müller, 2012), 11% para os EUA (Silva *et al.*, 2010 in Liu & Müller, 2012), ou ainda mais elevada quando são atribuídas mais emissões acessórias (por exemplo, encargos ambientais de bens de equipamento e infraestruturas) (Hong *et al.*, 2012 in Liu & Müller, 2012).

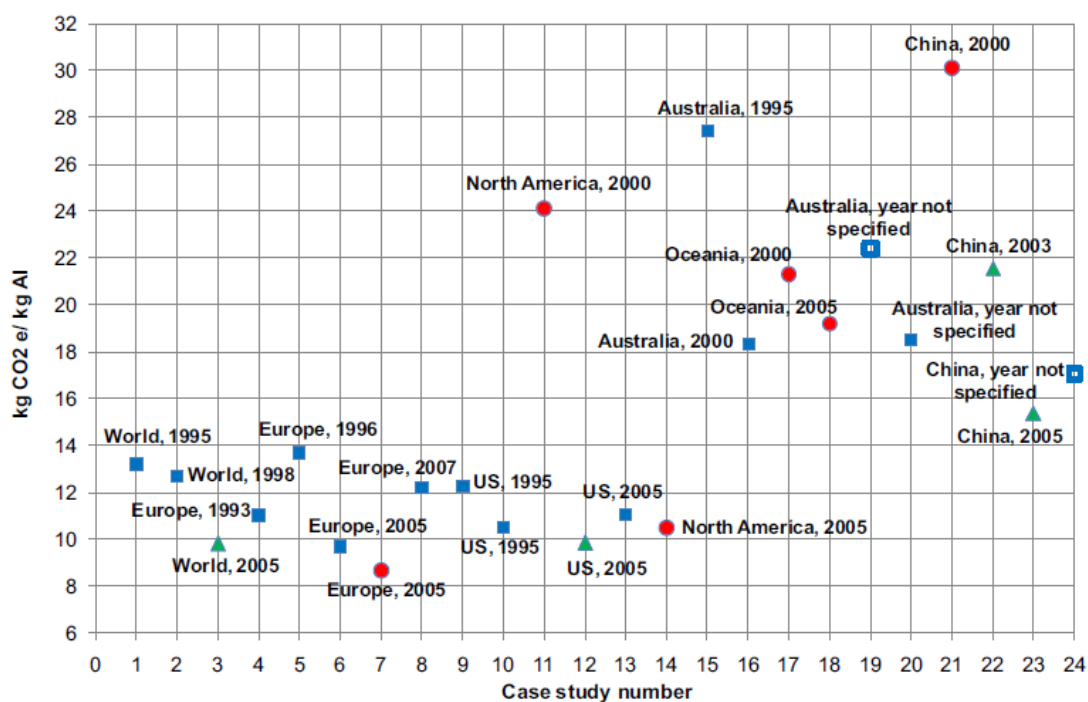


Figura 2.14 – Variabilidade da intensidade de emissões de GEE e limites do sistema para a produção de lingotes de alumínio primário em estudos selecionados (G. Liu & Müller, 2012).

Na figura 2.14, podemos observar a variabilidade da intensidade das emissões de GEE e limites do sistema para a produção de lingotes de alumínio primário em estudos selecionados (G. Liu & Müller, 2012). Os quadrados simbolizam abordagem baseada em processos para *scope 1* a 3, em que quadrados ocos significa que não foi considerado o processo de molde dos lingotes. Os triângulos simbolizam abordagem baseada em processos para *scope 1* a 2 e os círculos simbolizam abordagem híbrida ou baseada no consumo para *scope 1* a 3 (G. Liu & Müller, 2012).

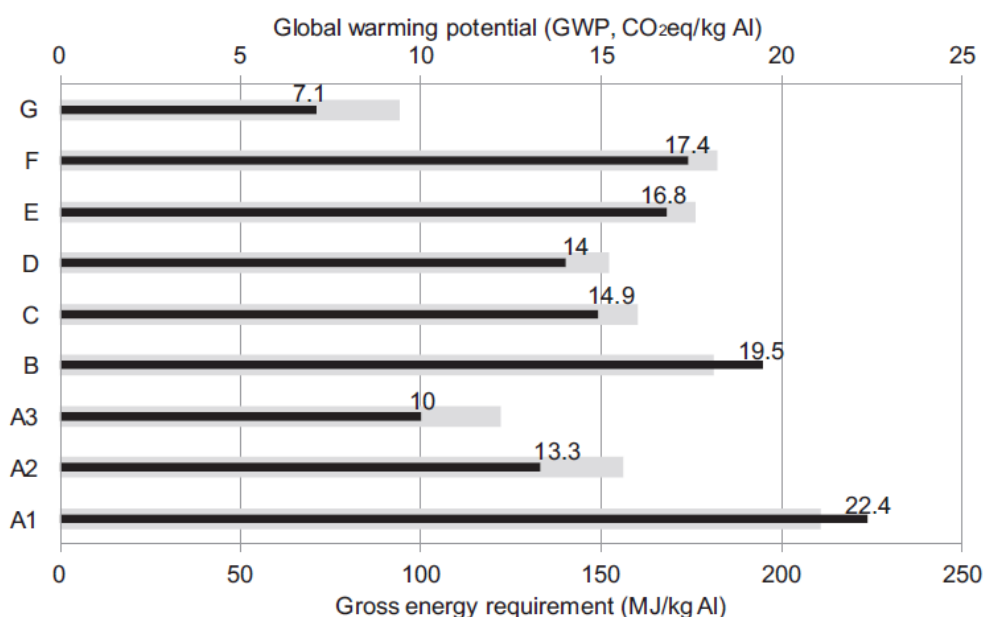


Figura 2.15 - Necessidade de energia bruta (barras largas e cinzentas) e potencial de aquecimento global (barras estreitas e pretas) de diferentes formas de produção de alumínio (Norgate, 2001 in Liu & Müller, 2012).

A figura 2.15 demonstra a necessidade de energia bruta e potencial de aquecimento global de diferentes formas de produção de alumínio (G. Liu & Müller, 2012), onde A1 simboliza produção através do processo de Hall-Héroult utilizando eletricidade a partir de carvão, A2 e A3 simbolizam a produção através do mesmo processo mas com eletricidade a partir de gás natural e energia hidroelétrica, respectivamente. De seguida, B simboliza a produção através do processo de Halle-Héroult cátodos drenados, C simboliza a produção através do processo de Halle-Héroult ânodos inertes e D simboliza a produção através da junção dos processos B e C com electrólito de baixa temperatura. Finalmente, o processo E simboliza a produção por redução carbotérmica (directa) de alumina, F simboliza a redução carbotérmica (solvente metal) de alumina e G simboliza a redução carbotérmica (solvente metal) de escórias de alumínio (G. Liu & Müller, 2012).

A produção de metais resulta na formação de emissões diretas como sólidos indesejados, líquidos e gases, enquanto gasta quantidades significativas de energia. Os impactos são exacerbados pelo uso de reagentes, água e combustível (Norgate, Jahanshahi, & Rankin, 2007). Em 2007, a produção de ferro e aço foi responsável por 30% e o alumínio por 2% das emissões globais industriais de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (de um total de 7,6 Gt CO<sub>2</sub>) (Nuss & Eckelman, 2014).

## ii. Transformação primária e secundária

Os conceitos de desenvolvimento sustentável resultaram em crescentes pressões ambientais para melhorar a eficiência da utilização de recursos e reduzir significativamente a geração de resíduos e as emissões. Essas preocupações, por sua vez, concentraram a atenção nas cadeias de fornecimento e ciclos de vida nos quais os minerais e o processamento de recursos de energia participam, pois o processamento de recursos representa um estágio crítico para a liberação potencial de emissões

gasosas, líquidas e sólidas, pois é aqui que frequentemente ocorrem as reacções químicas (Norgate *et al.*, 2007).

### iii. Produção

Um estudo conduzido por Cherry *et al.* (2009) demonstrou os materiais utilizados para construção de diferentes meios de transporte. Simultaneamente, apresentaram o consumo de energia e o impacto em termos de emissões e produção de resíduos associados aos processos produtivos de diversos meios de transporte de duas rodas. Uma das principais conclusões deste estudo foi que a bicicleta consiste no meio de transporte estudado que utiliza menos tipos de materiais e tem menores impactos associados com poluição (Coelho & Almeida, 2015).

No mesmo estudo foram analisados os impactos ambientais de bicicletas elétricas na China nas fases de produção e utilização. Quanto à fase de fim de vida, foram encontradas algumas dificuldades na apuração de resultados visto que este meio de transporte é recente e não existe muita informação disponível acerca do mesmo. Contudo, salientaram a poluição causada pelo chumbo das baterias. O tempo de vida útil destas baterias é de, em média, 2 anos ou cerca de 10 000 km, sendo a poluição causada pelo chumbo o maior problema associado a este meio de transporte, visto que a bicicleta consegue utilizar até cinco baterias durante o período de vida (Coelho & Almeida, 2015).

### iv. Fim-de-vida

Dos materiais atualmente utilizados pela sociedade, os metais têm o maior potencial para reciclagem ilimitada. Eles não são biodegradáveis e sua natureza elementar significa que eles podem ter uma vida útil ilimitada. No entanto, os recursos minerais e metais são "não renováveis", portanto, o seu fornecimento é finito. O antecipado crescimento nas economias dos países em desenvolvimento, enquanto estes se esforçam para melhorar os seus padrões de vida, significa que haverá uma necessidade contínua de metais primários no futuro, mesmo com níveis crescentes de desmaterialização e reciclagem (Norgate *et al.*, 2007).

Quando o ciclo de vida completo dos seguintes meios de transporte é levado em conta, as emissões de carbono são aproximadamente (European Cyclists' Federation ASBL, 2011):

- Bicicleta: 21 g de CO<sub>2</sub> / passageiro / km percorridos;
- Bicicleta elétrica: 22 g de CO<sub>2</sub> / passageiro / km percorridos;
- Automóvel de passageiros: 271 g de CO<sub>2</sub> / passageiro / km percorridos;
- Autocarro: 101 CO<sub>2</sub> / passageiro / km percorrido.

Logo, um viajante de bicicleta que percorre 8 km para trabalhar, quatro dias por semana, evita 3220 km de condução por ano, o equivalente a 380 l de gasolina economizada e 750 kg de emissões de CO<sub>2</sub> evitadas (European Cyclists' Federation ASBL, 2011).

### *Outros impactes do uso da bicicleta*

Relativamente aos impactes económicos, pode concluir-se que o ciclismo é bom para a economia rural. No Reino Unido, um ciclista visitante gasta em média 25 libras por dia com alimentos e serviços fornecidos localmente, em comparação com £7,30 de visitantes que utilizem o automóvel. Os utilizadores do automóvel trazem o que precisam com eles, enquanto os ciclistas não conseguem. Adicionalmente, devido ao exercício físico, os ciclistas sentem-se com mais fome quando param (Cycling UK, 2018).

Os benefícios para a saúde do ciclismo superam os riscos de segurança por um fator de 20 para um. Em média, os ciclistas vivem dois anos mais do que os não-ciclistas e recebem 15% menos dias de baixa por doença. Um adulto que pratica ciclismo regularmente terá um nível de aptidão física equivalente a ser 10 anos mais novo. Os países com os níveis mais altos de ciclismo e caminhada geralmente apresentam as menores taxas de obesidade. Adicionalmente, o ciclismo tem um efeito positivo na saúde emocional - melhorando os níveis de bem-estar, autoconfiança e tolerância ao *stress*, sendo que também reduz o cansaço, as dificuldades com o sono e uma série de sintomas médicos (Tuxworth, 1986).

Em 2011, Rojac-Rueda *et al.* examinaram os riscos para a saúde e os benefícios do ciclismo em ambientes urbanos em comparação com o uso de carros e analisaram especificamente o esquema de partilha de bicicletas da Bicing Barcelona. Eles descobriram que os benefícios de saúde da atividade física eram grandes em comparação com os riscos de poluentes do ar e incidentes de tráfego rodoviário. Tainio *et al.*, 2016 fizeram a pergunta que muitos questionam: a poluição do ar pode anular os benefícios para a saúde de pedalar e andar a pé? Eles responderam com um retumbante "não", a menos que se esteja a pedalar mais de cinco horas em algumas das cidades mais poluídas do mundo. Eles também observaram que há maiores benefícios para a saúde do que os riscos devido à poluição na primeira hora de ciclismo por dia (Rojac-Rueda, 2011).

De acordo com o Eurobarómetro Especial 422a (2014), conveniência (49%) e velocidade (27%) são as primeiras razões pelas quais os europeus optaram por pedalar, mas os ciclistas têm muito mais probabilidade do que os utilizadores de outros modos de transporte, de considerar o preço (24%) e o impacto ambiental (22%) para explicar sua escolha (European Commission, 2014).

Ao integrar o ciclismo num trajeto diário, pode-se aumentar a área de captação dos centros de transporte público. Ao adicionar um trajeto ciclável de 10 minutos, por exemplo, pode-se aumentar a área de captação de uma paragem de autocarro em até 15 vezes: 35 km<sup>2</sup>, em vez de apenas 2 km<sup>2</sup>. Na região flamenga da Bélgica, 22% de todas as viagens à estação são feitas de bicicleta. Na Holanda, 39% das viagens para a estação de comboio são feitas de bicicleta. Armazenamento supervisionado e suportes básicos são um padrão comum em muitas estações de comboio holandesas. Existem 93 estações de bicicletas com uma média de 1000 espaços para bicicletas, mas em alguns casos até 10 000 (European Cyclists' Federation, 2017).



## 2.2 Análise do Ciclo de Vida

Desde a sua origem nos anos 60, a Análise de Ciclo de Vida (ACV) tem vindo a ganhar interesse por parte da indústria, do governo e do público como um método holístico de análise de sistemas ambientais. Até aos dias de hoje, tem-se conseguido imenso progresso metodológico referente a este método (G. Liu & Müller, 2012).

### 2.2.1 Conceito

De forma a atingir padrões de consumo e uma produção mais sustentável, devemos considerar as implicações ambientais de toda a cadeia de fornecimento dos produtos, tanto de bens como de serviços, a sua utilização e a gestão dos seus resíduos, isto é, todo o seu ciclo de vida do “berço até à cova” (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Pensamento de ciclo de vida (*Life Cycle Thinking* - LCT) e Análise de ciclo de vida (*Life Cycle Assessment* - LCA) são as abordagens científicas por detrás das políticas ambientais modernas e conferem o apoio à decisão relacionado com o consumo e produção sustentável (*Sustainable Consumption and Production* - SCP) (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

A Análise de Ciclo de Vida (ACV) proporciona uma metodologia de análise dos impactes ambientais associados a um produto ou serviço. Através desta análise, todas as cargas ambientais associadas a um serviço são classificadas de acordo com o seu contributo para um número de categorias de impacte ambiental, entre os quais a depleção da camada do ozono, o potencial de aquecimento global e a toxicidade humana (Olmez *et al.*, 2016).

Enquanto a ACV pode ser utilizada para comparar o impacte ambiental de diferentes produtos (ACV baseada em produtos), também pode ser utilizada para comparar diferentes processos produtivos ou para avaliar entre si os subprocessos num processo produtivo (ACV baseada em processos) (Yilmaz *et al.*, 2015 in Olmez *et al.*, 2016). Consequentemente, a ACV pode ser utilizada para determinar as fases do ciclo de vida que causam maior impacte ambiental para que estas possam ser melhoradas (Olmez *et al.*, 2016).

Os estudos de ACV ajudam a evitar a resolução de um problema ambiental enquanto se criam outros: essa “transferência de cargas” indesejada ocorre quando se reduz o impacto ambiental num ponto do ciclo de vida, apenas para aumentá-lo noutro ponto. Assim, permite evitar, por exemplo, causar problemas relacionados com resíduos enquanto se melhoram as tecnologias de produção, aumentar o uso do solo ou causar chuvas ácidas enquanto se reduzem as emissões dos gases de efeito estufa ou aumentar as emissões num país enquanto se reduzem noutro. A ACV, é portanto, uma ferramenta vital e poderosa de suporte à tomada de decisão, complementando outros métodos, que são igualmente

necessários para ajudar de forma eficaz e eficiente a tornar o consumo e a produção mais sustentáveis (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

A figura 2.6 ilustra o ciclo de vida de um produto com referência aos *inputs* de energia e materiais no sistema, as emissões gasosas, efluentes e resíduos e as transferências de materiais entre as diversas fases do ciclo de vida. Identifica também as fases de aquisição da matéria-prima, processamento da mesma, produção do produto, utilização e fim-de-vida com opções de reciclagem, reutilização da matéria-prima e deposição em aterro.

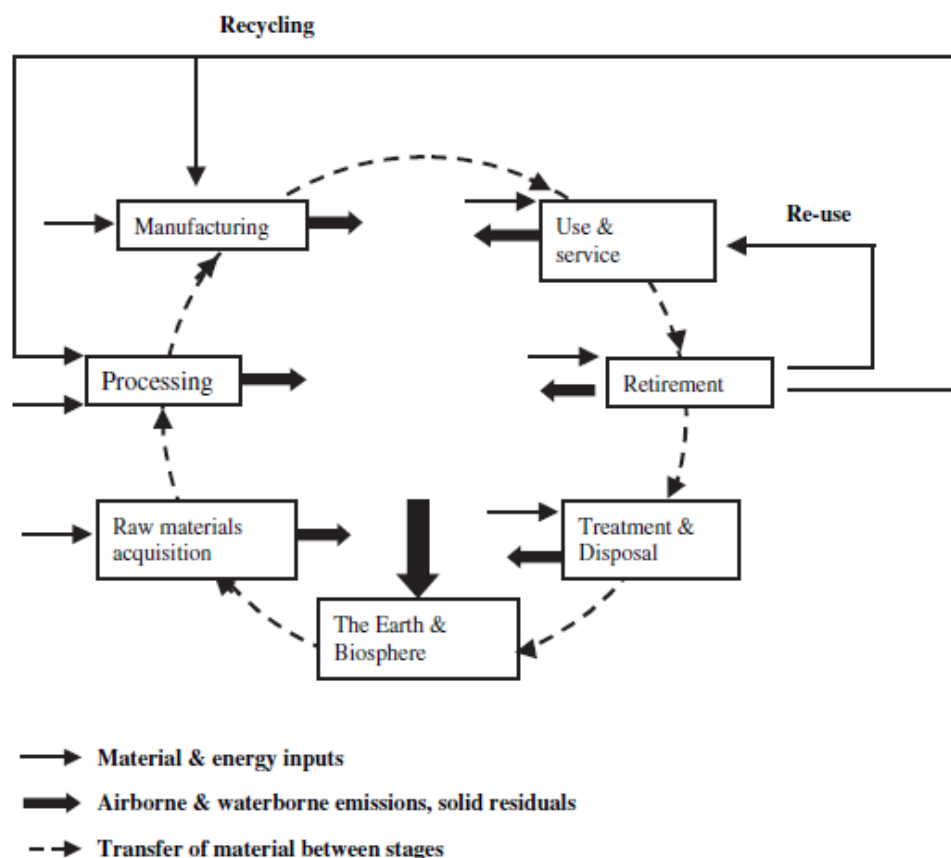


Figura 2.16 – Esquema ilustrativo de um ciclo de vida de um produto (Norgate *et al.*, 2007).

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é um método estruturado, abrangente e internacionalmente padronizado. Quantifica todas as emissões e recursos relevantes consumidos e os impactos ambientais e de saúde relacionados e os problemas de depleção de recursos associados a quaisquer bens ou serviços (“produtos”). A Avaliação do Ciclo de Vida leva em consideração o ciclo de vida completo de um produto: desde a extração de recursos, passando pela produção, uso e reciclagem, até ao tratamento dos resíduos resultantes (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

### 2.2.2 História

A ACV teve o seu início na década de 1960. Preocupações com as limitações das matérias-primas e dos recursos energéticos despertaram o interesse em encontrar maneiras de contabilizar cumulativamente o uso de energia e projetar futuros fornecimentos e utilização de recursos. Numa das primeiras publicações do seu género, Harold Smith relatou o seu cálculo de requisitos de energia cumulativa para a produção de intermediários e produtos químicos na Conferência Mundial de Energia em 1963 (Curran, 2006).

Mais tarde, na década de 1960, estudos de modelação global publicados nos livros “The Limits to Growth” (Meadows *et al.*, 1972) e “A Blueprint for Survival” (Goldsmith *et al.*, 1972) resultaram em previsões dos efeitos das populações em mudança no mundo sobre a demanda por matérias-primas finitas e recursos energéticos. As previsões para o rápido esgotamento dos combustíveis fósseis e as mudanças climatológicas resultantes do excesso de calor estimulavam cálculos mais detalhados do uso e produção de energia nos processos industriais. Durante este período, cerca de uma dezena de estudos foram realizados para estimar custos e implicações ambientais de fontes alternativas de energia (Curran, 2006).

Os primeiros estudos a analisar os aspectos do ciclo de vida de produtos e materiais datam do final dos anos 60 e início dos anos 70, sendo que se concentraram em questões como a eficiência energética, o consumo de matérias-primas e, até certo ponto, o tratamento de resíduos. Em 1969, por exemplo, a Coca Cola Company financiou um estudo para comparar o consumo de recursos e as emissões ambientais associadas aos recipientes de bebidas (European Environment Agency, 1997). O processo de quantificar a utilização de recursos e as emissões ambientais de produtos passou a ser conhecido como Análise de Perfil de Recursos e Ambientais (REPA), conforme praticado nos Estados Unidos (Curran, 2006).

Enquanto isso, na Europa, uma abordagem de inventário semelhante encontrava-se em desenvolvimento, mais tarde conhecida como “Ecobalance”. Em 1972, no Reino Unido, Ian Boustead calculou a energia total usada na produção de vários tipos de recipientes de bebidas, incluindo vidro, plástico, aço e alumínio. Nos anos seguintes, Boustead consolidou sua metodologia para torná-la aplicável a uma variedade de materiais e, em 1979, publicou o Manual de Análise de Energia Industrial (European Environment Agency, 1997).

Com a formação de grupos de interesse público encorajando a indústria a garantir a exatidão das informações no domínio público, e com a escassez de petróleo no início dos anos 70, aproximadamente 15 REPAs foram realizados entre 1970 e 1975. Nesse período, um protocolo ou metodologia de pesquisa padrão para a realização desses estudos foi desenvolvido. Essa metodologia de várias etapas envolve várias suposições. Durante esses anos, as suposições e técnicas utilizadas passaram por considerável revisão da EPA e dos principais representantes da indústria, com o resultado de que metodologias razoáveis foram desenvolvidas (Curran, 2006).

De 1975 até o início dos anos 80, como o interesse por estudos abrangentes diminuiu devido à influência da crise do petróleo, preocupações ambientais mudaram para questões de gestão de resíduos domésticos e perigosos. No entanto, ao longo desse período, a análise de inventário do ciclo de vida continuou a ser conduzida e a metodologia melhorou por meio de um fluxo lento de cerca de dois estudos por ano, a maioria dos quais se concentrou em requisitos de energia. Durante este período, o interesse europeu cresceu com a criação de uma Direcção do Ambiente (DG X1) pela Comissão Europeia. Os profissionais europeus de ACV desenvolveram abordagens paralelas às utilizadas nos EUA. Além de trabalhar para padronizar os regulamentos de poluição em toda a Europa, a DG X1 emitiu a *Diretriz Liquid Food Container* em 1985, que cobrava das empresas associadas a monitorização do consumo de energia e matérias-primas e geração de resíduos sólidos de alimentos líquidos (Curran, 2006).

Quando os resíduos sólidos se tornaram uma questão mundial em 1988, a ACV surgiu novamente como uma ferramenta para analisar os problemas ambientais. À medida que cresce o interesse em todas as áreas que afetam os recursos e o ambiente, a metodologia para a ACV foi sendo melhorada novamente. Uma ampla base de consultores e investigadores em todo o mundo tem refinado e expandido ainda mais a metodologia. A necessidade de ir além do inventário para avaliação de impacto trouxe a metodologia ACV para outro ponto de evolução (SETAC 1991; SETAC 1993; SETAC 1997) (Curran, 2006).

Em 1991, preocupações sobre o uso inadequado de ACV para fazer amplas alegações de marketing feitas por fabricantes de produtos resultaram numa declaração emitida por onze procuradores estaduais nos EUA denunciando o uso de resultados de ACV para promover produtos até que sejam desenvolvidos métodos uniformes para conduzir tais avaliações e chegou-se a um consenso sobre como esse tipo de comparação ambiental pode ser anunciado de forma não enganosa. Essa ação, juntamente com a pressão de outras organizações ambientais para padronizar a metodologia de ACV, levou ao desenvolvimento dos padrões de ACV na série 14000 da International Standards Organization (ISO) (1997 a 2002) (Curran, 2006).

As normas internacionais em vigor com conteúdo relativo à ACV de produtos e serviços, são as seguintes:

- **ISO 14040:2006** – Princípios e estrutura da ACV;
- **ISO 14044:2006/Amd.1:2017(E)** – Requisitos e diretrizes para a ACV;
- **ISO/TR 14047:2012** – Exemplos de aplicação da norma ISO 14044 a avaliações de impacto;
- **ISO/TS 14048:2002** – Formato do registo e documentação de dados (revisto em 2013);
- **ISO/TR 14049:2012** – Exemplos de aplicação da ISO 14044 ao nível da definição de objetivos e âmbito e da análise de inventário.

Em 2014 foram publicadas as normas ISO/TS 14071:2014 e ISO/TS 14072:2014 também relacionadas com a ferramenta de ACV. A primeira apresenta os requisitos adicionais a ter em conta no processo de

revisão da ACV e as competências a procurar num revisor externo, enquanto que a segunda define os requisitos e diretrizes a seguir no desenvolvimento de uma ACV organizacional (ISO, 2014).

Em 2002, o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) uniu-se à Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (SETAC) para lançar a *Life Cycle Initiative*, uma parceria internacional. Os três programas da Iniciativa visam pôr em prática o pensamento sobre o ciclo de vida e melhorar as ferramentas de apoio através de melhores dados e indicadores. O programa de Gestão do Ciclo de Vida (LCM) consciencializa e melhora as capacidades dos tomadores de decisão, produzindo materiais informativos, estabelecendo fóruns para partilhar as melhores práticas e realizando programas de formação em todo o mundo. O programa *Life Cycle Inventory* (LCI) melhora o acesso global a dados de ciclo de vida transparentes e de alta qualidade, acolhendo e facilitando grupos de especialistas cujo trabalho resulta em sistemas de informação baseados na *web*. O programa Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) aumenta a qualidade e o alcance global dos indicadores do ciclo de vida, promovendo a troca de opiniões entre especialistas cujo trabalho resulta num conjunto de recomendações amplamente aceites (Curran, 2006).

### 2.2.3 Descrição

Diversas ferramentas e metodologias de avaliação ambiental foram desenvolvidas pela comunidade científica nos últimos anos, entre as quais estão incluídas a Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), Avaliação de Risco Ecológico (ARE), Análise de Fluxo de Materiais (AFM), Análise Custo-Benefício (ACB) e Análise do Ciclo de Vida (ACV). A ACV é usada para avaliar os possíveis impactos ambientais associados a um produto, processo ou atividade durante todo o seu ciclo de vida (Norgate *et al.*, 2007).

A ACV pode ser distinguida de outras metodologias de avaliação ambiental devido a dois fatores constituintes e únicos: a análise “do berço ao túmulo” e a unidade funcional. Através da aplicação simultânea destes fatores, é possível comparar sistemas de produto que satisfaçam o mesmo ou propósitos semelhantes. Análise “do berço ao túmulo” (*cradle-to-grave*) significa que todas as fases no ciclo de vida do produto estão incluídas na análise, nomeadamente a extração de matérias-primas, a produção de materiais e de produtos, a sua utilização e disposição de resíduos ou reciclagem. Qualquer transporte que ocorra entre estas etapas também é contabilizado. Os produtos são definidos como bens e serviços em todas as normas. No caso dos serviços, o produto final é intangível, contudo, necessita de todos os processos e fontes de energia que os produtos ou bens tangíveis (Klöppfer, 2014).

A ACV é um método fluido, aplicável a todos os setores de produção. Foi padronizado internacionalmente pelas normas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a, 2006b). Esses documentos delinearam um procedimento partilhado entre todos os setores para os quais um cálculo de ACV poderia ser interessante e constituem uma das principais tentativas de harmonização entre os estudos. O método definido pela ISO baseia-se em quatro pilares principais: definição de objetivo e âmbito, inventário de ciclo de vida, avaliação de impacto e interpretação de resultados. Cada passo implica várias escolhas, e cada uma delas poderia afetar os resultados finais da análise (Baldini, Gardoni, & Guarino, 2017).

A ACV consiste na compilação e avaliação das entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*), bem como potenciais impactos ambientais associados ao ciclo de vida de um sistema de produto (ISO, 2006a). Segundo Klöpffer, 2014, o objeto de estudo de uma ACV, não é apenas o bem ou serviço tangível, mas sim, todos os processos e fluxos que ocorrem a montante e jusante da sua utilização. Todos estes elementos compõem o sistema de produto, como se pode verificar na Figura 2.17.

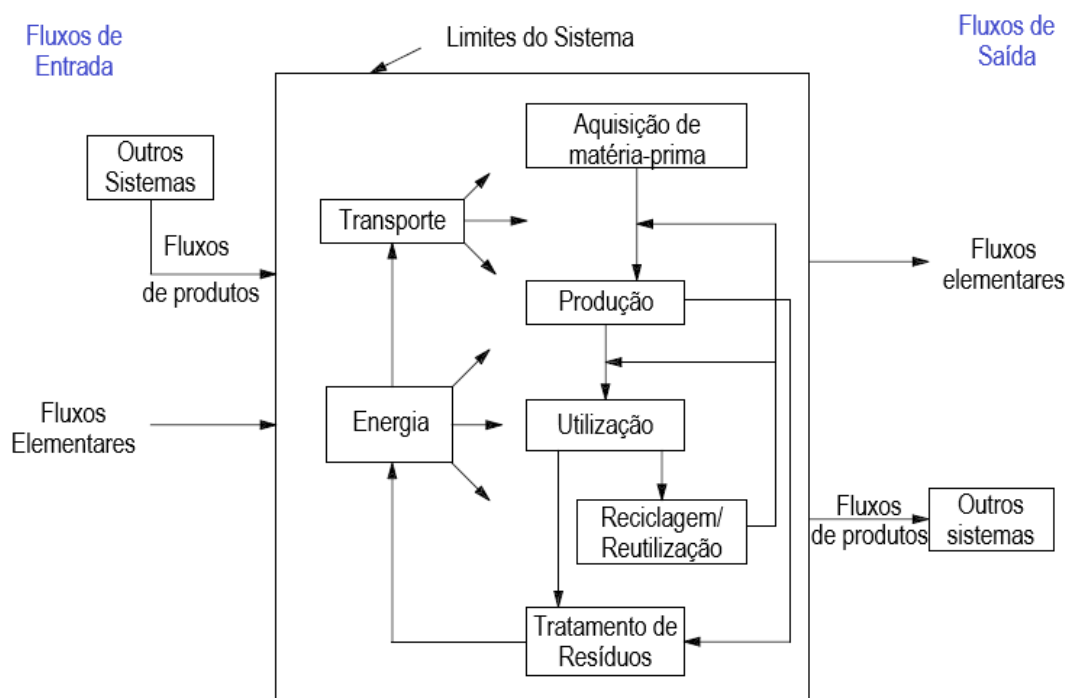


Figura 2.17 - Esquema ilustrativo de um sistema de produto (adaptado de ISO, 2006a).

O sistema de produto é composto por todos os processos que ocorrem ao longo da vida do produto, as etapas principais e as secundárias, como o transporte de recursos e o fornecimento de energia. Segundo Alcobia, 2009, o ciclo de vida inclui as seguintes etapas:

- Aquisição da matéria-prima – Inclui todos os processos que envolvam a extração de matéria-prima e fontes de energia diretamente do ambiente, bem como os recursos consumidos e as emissões geradas (inclui o transporte dos materiais desde a extração ao ponto de processamento);
- Produção – Abrange o processamento e utilização da matéria-prima, a fabricação do produto final (material, produto ou embalagem), o seu acondicionamento e expedição para o consumidor ou local de armazenamento;
- Utilização – Inclui todas as atividades associadas à vida útil do produto. Consiste na aplicação real do produto para cumprimento de uma das suas funcionalidades e quaisquer processos de manutenção;
- Reciclagem/reutilização e tratamento do resíduo – Correspondem à etapa de fim-de-vida do produto. São processos alternativos dependentes das propriedades do produto; a recuperação

do resíduo permite a sua reintrodução no processo de produção como matéria-prima, enquanto o seu tratamento resulta na deposição em aterro ou na sua valorização energética.

Entende-se que a fase de utilização consiste na fase mais difícil de modelar, por ser a fase mais imprevisível. Esta fase encontra-se diretamente relacionada com os padrões comportamentais, os quais podem facilmente sofrer oscilações.

São também considerados todos os recursos que entram no sistema e o seu transporte, bem como os resíduos e emissões resultantes. Os fluxos de entrada e saída são classificados como fluxos elementares ou de produto, consoante a interferência humana na sua produção. Segundo a ISO (2006a), os recursos que entrem no processo diretamente a partir do ambiente, ou que saiam do sistema de produto sem qualquer tipo de gestão ou tratamento posteriores, designam-se por fluxos elementares. Os fluxos de produtos correspondem a recursos que entram no sistema de produto diretamente a partir de outro. Todos os processos que ocorram fora do limite do sistema, não são considerados na ACV.

A propriedade essencial de um sistema de produto é caracterizada pela sua função e não pode ser definida apenas em termos dos produtos finais. Cada uma das fases do sistema de produto é composta por processos unitários, que constituem o elemento básico de uma ACV (ISO, 2006a). A estes processos são associadas fluxos de entrada, de saída e intermédios (Figura 2.18).

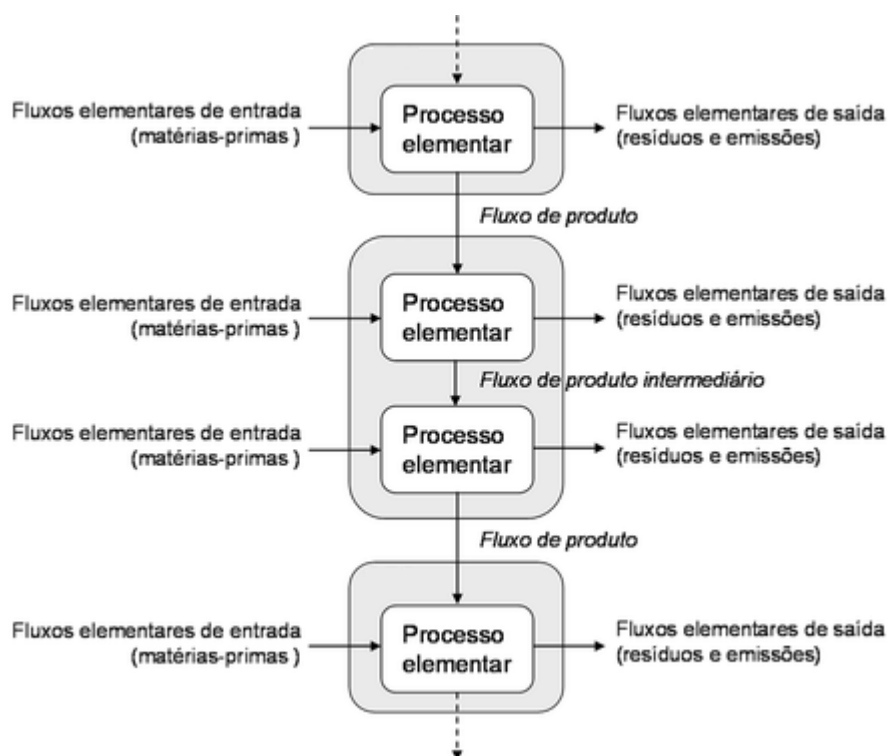


Figura 2.18 - Exemplo de um conjunto de processos unitários num sistema de produto (adaptado de ISO, 2006a).

Segundo Pato, 2015, os *inputs* correspondem a recursos materiais e energéticos, enquanto que os *outputs* consistem nos resíduos, nas emissões e nos produtos e coprodutos resultantes do processo. Entre os processos unitários ocorrem ainda fluxos intermédios que dizem respeito aos produtos

intermédios do processo de produção. A análise detalhada dos fluxos de cada processo unitário, nas várias etapas do ciclo de vida do produto, é o cerne da ACV. A sua quantificação permite determinar as pressões ambientais decorrentes do sistema.

A ACV é agora uma das principais metodologias utilizadas para métricas ambientais e potencialmente se tornará numa poderosa ferramenta estratégica de gestão e tomada de decisões para tornar a nossa sociedade mais sustentável e eficiente a nível da utilização de recursos. A principal vantagem deste método consiste na perspectiva sistémica que visa evitar a “transferência de encargos” de um impacto ambiental para outro e de um estágio de produção para outro (Baldini *et al.*, 2017).

#### **2.2.4 Enquadramento normativo**

A metodologia de Análise do Ciclo de Vida (ACV) envolve essencialmente a compilação de um inventário de trocas ambientais relevantes durante o ciclo de vida de um produto e a avaliação dos potenciais impactes ambientais associados a essas trocas. Com base na avaliação de impacto, dois tipos de ACV podem ser distinguidas, a ACV orientada a pressões (midpoint) ou orientada a danos (endpoint). O ciclo de vida completo do produto é geralmente dividido nas seguintes etapas (Norgate *et al.*, 2007):

- *Cradle to entry gate* (extração e refino de matéria prima);
- *Entry gate to exit gate* (fabricação do produto); e
- *Exit gate to grave* (uso, reciclagem e descarte do produto).

A metodologia de ACV definida pelas normas ISO, compreende quatro fases que asseguram o planeamento, desenvolvimento e conclusão do estudo. Estas fases encontram-se descritas na figura 2.19 e são, respetivamente: i) Definição do âmbito e objeto do estudo; ii) Análise do inventário; iii) Avaliação dos impactes ambientais; iv) Interpretação dos resultados (ISO, 2006a).



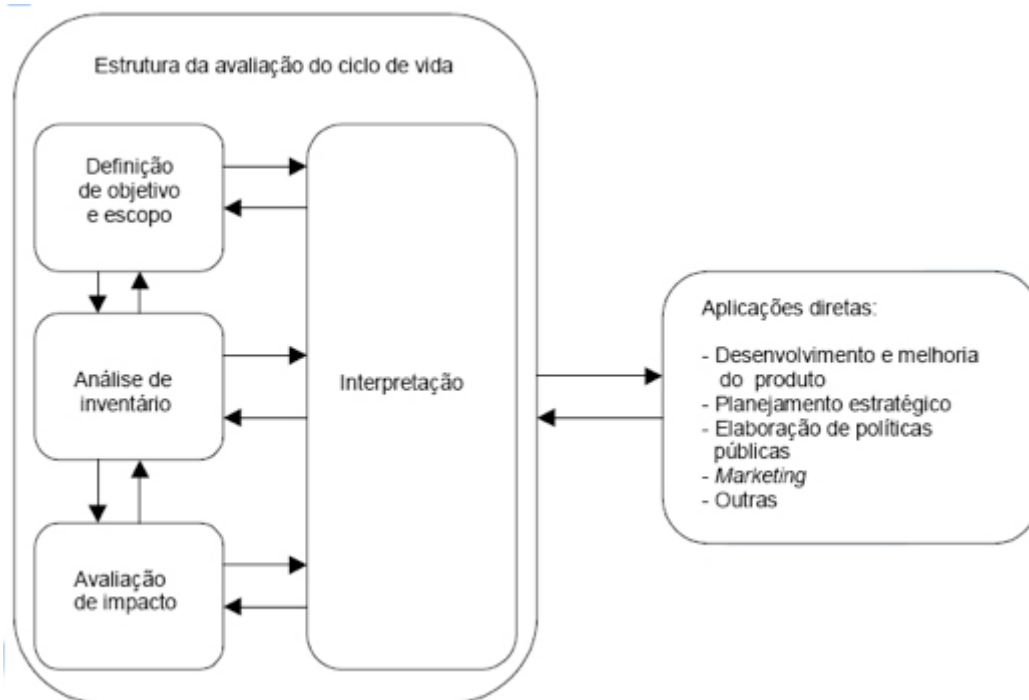


Figura 2.19 - Metodologia de Análise de Ciclo de Vida (adaptado de European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

#### i) Definição do âmbito e objeto do estudo

A definição do objetivo é a primeira fase de qualquer ACV, independentemente de o estudo de ICV / ACV se limitar ao desenvolvimento de um conjunto de dados de um único processo unitário ou de um estudo completo da ACV. Durante a definição do objetivo, entre outros, o contexto de decisão e as aplicações pretendidas do estudo são identificados e o público-alvo deve ser nomeado (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

A definição de objetivos é decisiva para todas as outras fases da ACV: A definição de objetivos orienta todos os aspectos detalhados da definição do âmbito, o que, por sua vez, define a estrutura do trabalho de ICV e da AICV. O controlo de qualidade do trabalho é realizado tendo em vista os requisitos que foram derivados do objetivo do trabalho. Se o trabalho vai além de um estudo de ICV, os resultados finais da ACV são avaliados e interpretados, o que também deve ser feito de acordo com o objetivo do trabalho (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Uma definição clara e inicial do objetivo é, portanto, essencial para uma interpretação correta dos resultados. Isso inclui garantir, na medida do possível, que os resultados do estudo de ICV / ACV não possam ser usados ou interpretados de forma não intencional, além do objetivo inicial e do âmbito para o qual foram realizados (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Durante a fase de definição do âmbito, o objeto do estudo de ICV / ACV é identificado e definido detalhadamente, o que deve ser feito de acordo com a definição do objetivo. A próxima e principal parte da definição do âmbito é definir os requisitos de metodologia, qualidade, relatório e revisão de acordo com o objetivo do estudo, ou seja, com base nas razões do estudo, no contexto de decisão, nas aplicações pretendidas e os destinatários dos resultados (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Um sistema pode conter várias funções possíveis, sendo que as selecionadas para um estudo dependem dos objetivos e âmbito da ACV. A unidade funcional define a quantificação das funções identificadas (características de desempenho) do produto. O objetivo principal de uma unidade funcional é fornecer uma referência para a qual as entradas e saídas estão relacionadas. Essa referência é necessária para garantir a comparabilidade dos resultados da ACV. A comparabilidade dos resultados da ACV é particularmente crítica quando se estão a avaliar diferentes sistemas, para assegurar que tais comparações sejam feitas numa base comum. É importante determinar o fluxo de referência em cada sistema de produto, a fim de cumprir a função pretendida, ou seja, a quantidade de produtos necessários para cumprir a função (ISO, 2006a).

A ACV é conduzida pela definição de sistemas de produtos como modelos que descrevem os principais elementos dos sistemas físicos. O limite do sistema define os processos unitários a serem incluídos no sistema. Idealmente, o sistema do produto deve ser modelado de forma que as entradas e saídas no seu limite sejam fluxos elementares. No entanto, não é necessário gastar recursos na quantificação de tais *inputs* e *outputs* que não alterem significativamente as conclusões gerais do estudo (ISO, 2006a).

A escolha dos elementos do sistema físico a ser modelado depende da definição do objeto e âmbito do estudo, da aplicação e do público-alvo pretendidos, dos pressupostos admitidos, das restrições de dados e custos e dos critérios de *cut-off*. Os modelos utilizados devem ser descritos e os pressupostos subjacentes a essas escolhas devem ser identificados. Os critérios de *cut-off* utilizados num estudo devem ser claramente compreendidos e descritos. Os critérios utilizados na definição do limite do sistema são importantes para o grau de confiança nos resultados de um estudo e a possibilidade de alcançar seu objetivo (ISO, 2006a).

Os requisitos de qualidade de dados especificam em termos gerais as características dos dados necessários para o estudo. As descrições da qualidade dos dados são importantes para entender a confiabilidade dos resultados do estudo e interpretar o resultado do estudo (ISO, 2006a).

Nas iterações subsequentes, a definição inicial do âmbito do estudo de ICV / ACV (e, em alguns casos, até mesmo do objetivo), muitas vezes deve ser ajustada ou mesmo revista devido a limitações ou restrições imprevistas ou como resultado de outras informações adicionais. A documentação final do estudo de ICV / ACV deve refletir isso, incluindo a consequência dos níveis alcançados de integridade, precisão, exatidão, bem como aplicações pretendidas (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

ii) Análise do inventário do ciclo de vida;

Durante a fase de inventário do ciclo de vida, deve ser realizada a recolha e a modelação do sistema (por exemplo, produto). Tal deve ser feito de acordo com a definição do objetivo e atendendo aos requisitos resultantes na fase de definição do âmbito. Os resultados de ICV são a entrada para a fase subsequente de AICV. Os resultados do trabalho de ICV também fornecem feedback para a fase do âmbito, pois as configurações iniciais do âmbito geralmente necessitam de ajustes. Normalmente, a fase de ICV exige os maiores esforços e recursos de uma ACV: para recolha, aquisição e modelação de dados (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

De notar a seguinte limitação do âmbito da abordagem de ACV: refere-se exclusivamente a impactos potencialmente causados por intervenções entre o sistema analisado e a ecosfera, causados durante condições operacionais normais e anormais dos processos incluídos, mas excluindo acidentes, derramames e acontecimentos semelhantes. Se os efeitos exteriores à ACV forem analisados, os mesmos devem ser inventariados, agregados e interpretados separadamente do inventário do ciclo de vida (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

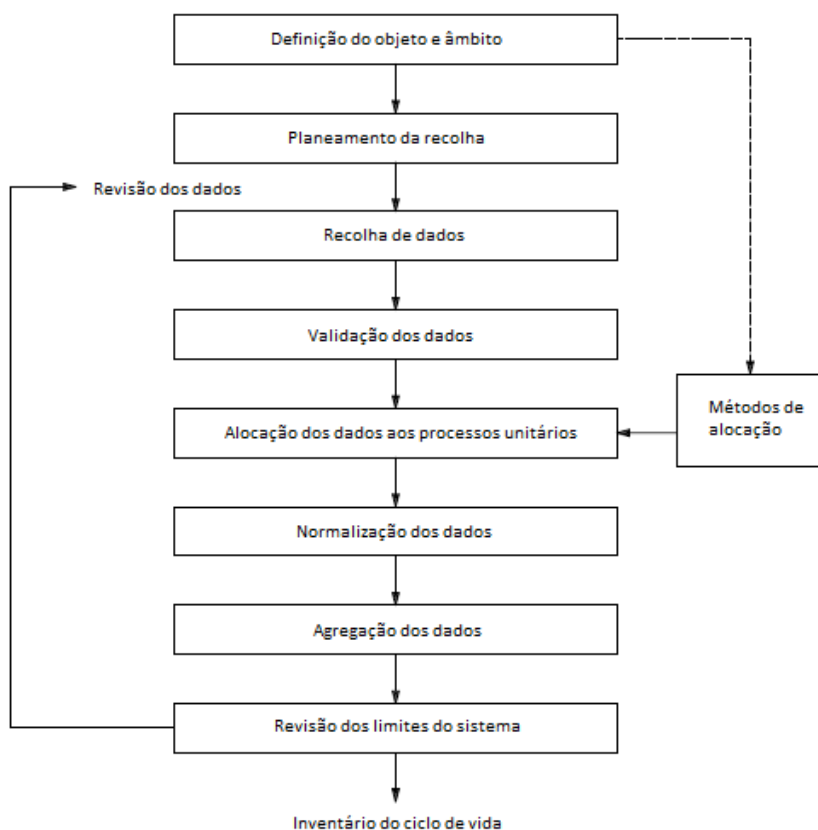


Figura 2.20 – Processo simplificado para análise do inventário do ciclo de vida (adaptado de (ISO, 2006b)).

As primeiras etapas do ICV trabalham com mais detalhes e concretizam os requisitos derivados na fase de âmbito, por exemplo, em fontes de dados específicas a serem usadas, planeamento de recolha de dados, etc. Os requisitos em si, no entanto, devem sempre ser entendidos como uma questão de âmbito (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

A fase inventário envolve a recolha de dados necessários para constituir os fluxos de e para os processos. Podendo os mesmos ser (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010):

- Fluxos elementares: tais como recursos e emissões, bem como outras intervenções entre a ecosfera tais como o uso do solo;
- Fluxos de produto: tais como bens e serviços tanto como produtos de um processo ou como consumíveis. Estes fluxos ligam o processo a ser analisado com outros processos;
- Fluxos de resíduos: tais como águas residuais ou resíduos sólidos e líquidos. Estes fluxos têm de ser associados a processos de gestão de resíduos para assegurar a modelação completa e os impactes ambientais associados.

A especificidade do trabalho de inventário de ciclo de vida depende do tipo de document final que se pretende elaborar, sendo que nem todas as etapas são necessárias de ocorrer para conduzir um estudo correto. Estas etapas devem ser realizadas de forma iterativa e compreendem (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010):

- Identificação dos processos que são necessários para definir o Sistema (modelação atributiva ou consequencial);
- Planeamento da recolha de dados e informação, bem como de bases de dados a utilizar como recurso secundário;
- Recolha de dados para os processos unitários em primeiro plano, sendo um aspeto importante garantir a qualidade dos mesmos e definir como lidar com ausência de dados;
- Criação de dados genéricos de ICV, especialmente onde não existam dados específicos ou médias e que não seja possível calculá-los. Normalmente em casos de restrição ao acesso a dados ou orçamentais;
- Obtenção complementares de segundo plano como processos unitários ou resultados de ICV de bases de dados;
- Criação de médias de dados de ICV através de processos ou produtos, incluindo para desenvolvimento de produção, fornecimento e misturas de consumos;
- Modelação do sistema através da ligação e escala de bases de dados corretas, para que o sistema consiga fornecer a sua unidade funcional;
- Esta modelação inclui a resolução da multifuncionalidade dos processos num sistema;

- Cálculo dos resultados de ICV, isto é, a soma dos inputs e outputs de todos os processos dentro dos limites do Sistema. Se totalmente modelado, apenas os fluxos de referência (“produto final”) e fluxos elementares permanecem no inventário.

Numa fase inicial da definição do âmbito, deve ser tomada uma decisão acerca dos princípios de modelação do inventário do ciclo de vida e das abordagens metodológicas que serão aplicadas na modelação do sistema: modelação atributiva ou consequencial e abordagens de alocação ou expansão/substituição do Sistema. Estas escolhas irão resultar numa série de implicações futuras na inventariação dos dados (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Existem dois princípios de modelação frequentemente utilizados em ACV: a modelação atributiva e consequencial, sendo a primeira a mais frequentemente utilizada por motivos históricos e práticos. A lógica por detrás destes princípios representa duas situações fundamentalmente diferentes de modelação do sistema analisado (por exemplo, de produto) (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

O modelo de ciclo de vida atributivo descreve a sua cadeia de fornecimento específica ou média, real ou prevista, mais sua cadeia de valor de uso e fim de vida. O sistema existente ou previsto é incorporado numa tecnosfera estática (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

O modelo de ciclo de vida consequencial descreve a cadeia de fornecimento genérica como é teoricamente esperado em consequência da decisão analisada. O sistema interage com os mercados e essas mudanças são descritas sob forma de uma demanda adicional para o sistema analisado, sendo esperado que exista uma tecnosfera dinâmica que reaja a esta demanda adicional (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

### iii) Avaliação dos impactes ambientais;

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a fase de uma ACV onde as entradas e saídas de fluxos elementares que foram recolhidas e relatadas no inventário são traduzidas em resultados de indicadores de impacto relacionados com a saúde humana, ambiente e depleção de recursos (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). Na figura 2.21 podemos observar a estrutura da fase de AICV.

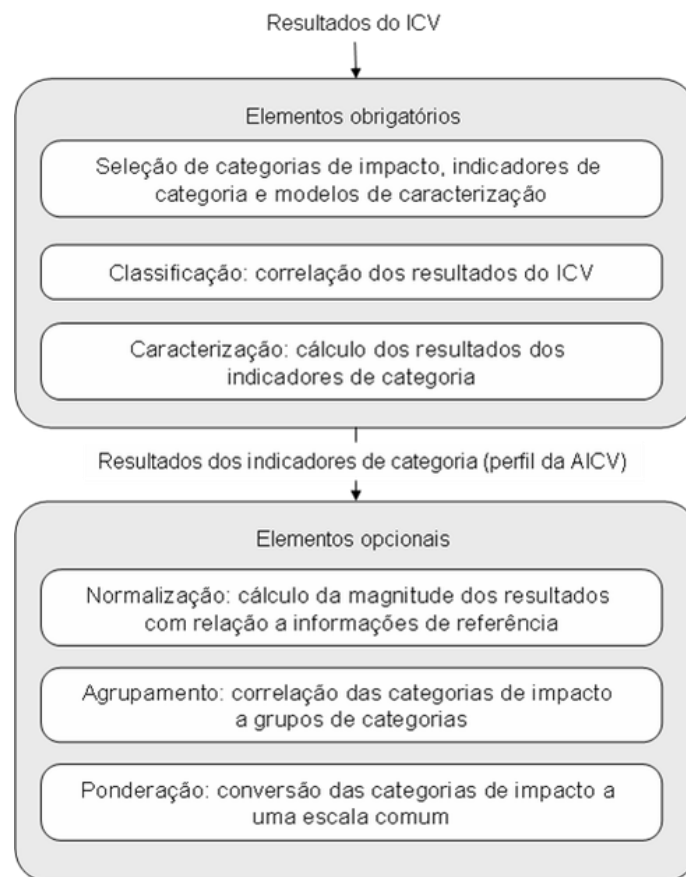


Figura 2.21 - Elementos da fase de AICV (adaptado de ISO, 2006a).

Tal como descrito na figura acima, segundo a ISO 14044, os elementos obrigatórios da AICV constituem a seleção das categorias de impacto, categorias de indicadores e modelos de caracterização. Seguinte ocorre a fase de classificação que consiste em associar os resultados do ICV às categorias de impacto selecionadas. Finalmente, deverá ser feito o cálculo dos resultados das categorias de indicadores, denominado de fase de caracterização (ISO, 2006b).

Alguns itens de inventário que representam fluxos de e para o sistema que não podem ser atribuídos a nenhuma das categorias de impacto são geralmente incluídos no perfil de impacto da ACV. Energia (relacionada a consumos) e resíduos sólidos (relacionados a emissões) são dois desses itens (Norgate *et al.*, 2007).

A estrutura da avaliação de impacto do ciclo de vida e o seu procedimento devem ser transparentes e fornecer a flexibilidade e a funcionalidade para este vasto leque de aplicações. Uma grande variedade nos níveis de esforço e intensidade da análise é possível com a avaliação do ciclo de vida para diferentes aplicações. Além disso, a avaliação de impacto deve ser eficaz em termos de custo e recursos utilizados (European Environment Agency, 1997).

Adicionalmente aos elementos obrigatórios descritos anteriormente, a AICV poderá conter elementos opcionais que poderão ser utilizados consoante o objetivo e âmbito do estudo, nomeadamente a normalização, que consiste no cálculo da magnitude dos resultados das categorias de indicadores em

relação a informação de referência. Seguimendamente, a agregação que consiste na organização das categorias de impacte por emissões, fluxos, escala ou por prioridade. Posteriormente, a ponderação que consiste na conversão dos resultados dos indicadores utilizando fatores numéricos em vez de fatores científicos, seguida da agregação dos novos indicadores pelas categorias de impacte. Finalmente, a análise da qualidade dos dados para uma melhor compreensão da fiabilidade dos resultados dos indicadores (ISO, 2006b).

#### iv) Interpretação dos resultados

A fase de Interpretação de uma ACV tem dois propósitos principais que diferem fundamentalmente: Durante as etapas iterativas da ACV e para todos os tipos de formatos de entregas, a fase de interpretação serve para direcionar o trabalho para melhorar o modelo do Inventário do Ciclo de Vida para atender às necessidades derivadas do objetivo do estudo. Se os passos iterativos da ACV resultaram no modelo final de ICV e resultados, e especialmente para estudos de ACV comparativos (embora parcialmente aplicáveis também a outros tipos de estudos), a fase de interpretação serve para derivar conclusões robustas e - frequentemente – recomendações (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

A interpretação do ciclo de vida é a fase da ACV onde os resultados das outras fases são, portanto, considerados coletivamente e analisados à luz da exatidão, integralidade e precisão dos dados aplicados, e das suposições feitas em todo o estudo de ICV / ACV. Conforme dito anteriormente, paralelamente à realização do trabalho de ICV, também serve para melhorar o modelo de ICV (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Se o objetivo for (por exemplo, no caso de um estudo comparativo ou de uma análise de pontos fracos), o resultado final da interpretação consistir em conclusões ou recomendações, que devem respeitar as intenções e restrições da definição de objetivo e âmbito do estudo de ICV / ACV. Tal se relaciona especialmente com a adequação da unidade funcional e os limites do sistema, bem como a qualidade geral dos dados alcançados, em relação à meta. A interpretação deve apresentar os resultados da ACV de uma forma compreensível e ajudar o utilizador do estudo de ICV / ACV a avaliar a robustez das conclusões e compreender quaisquer limitações potenciais do estudo de ICV / ACV (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Alguns dos elementos da interpretação (ou seja, análise de integridade e sensibilidade, bem como análise de incerteza potencial para a determinação de precisão) são, portanto, também aplicados em todo o estudo de ICV / ACV. Tal é feito em conjunto com verificações de qualidade no nível dos dados de processos unitários, resultados de ICV e aplicação da avaliação de impacto como parte dos ciclos repetitivos usados no desenho dos limites do sistema e recolha de dados de inventário. O último passo das conclusões e recomendações só é feito no final do estudo, se as conclusões e recomendações forem um dos objetivos finais (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010). E estrutura desta componente da ACV pode ser observada na figura seguinte.

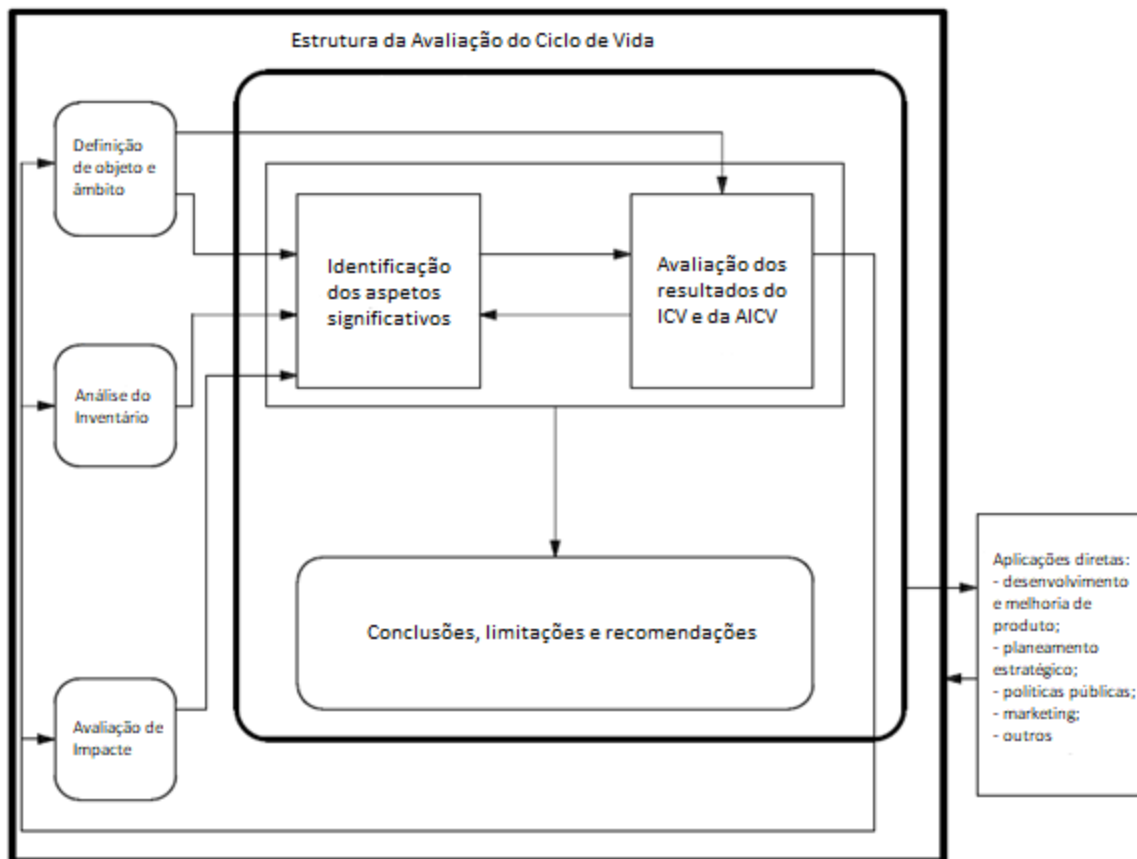


Figura 2.22 - Estrutura da ACV com o detalhe da componente de interpretação (adaptado de ISO, 2006b).

Segundo EEA, 1997, a avaliação deve ser realizada de acordo com o objetivo e âmbito e deve levar em consideração o uso final do estudo. A interpretação feita nesta fase será reforçada pelos factos e cálculos apresentados pelo menos nos três elementos seguintes:

- Verificação de integridade – consiste em assegurar que está presente no estudo toda a informação necessária para a interpretação adequada dos resultados;
- Verificação de sensibilidade – consiste em verificar se a incerteza dos dados, os métodos de alocação ou as metodologias de cálculo afetam significativamente os resultados e as conclusões finais;
- Verificação de consistência – consiste em determinar se as suposições, os métodos e os dados são coerentes com os objetivos e o âmbito.

Adicionalmente, a interpretação deve ser complementada por resultados de análise de incerteza e avaliação da qualidade dos dados.

### 2.2.5 Softwares de ACV

A complexidade da análise e as conseqüentes dificuldades inerentes ao desenvolvimento de uma ACV promoveram o desenvolvimento de *softwares* de cálculo dos indicadores de impacte. Estes programas



auxiliam principalmente na execução do ICV e da AICV, disponibilizando bases de dados atualizadas e procedimentos de cálculo de indicadores bem definidos. Atualmente encontram-se a surgir novos produtos com versões *online* com o intuito de aumentar a transparência dos processos e pressupostos utilizados. Os *softwares* de ACV mais utilizados são o SimaPRO e o GaBi (Herrmann & Moltesen, 2015), mas ambos exigem a aquisição de uma licença de utilização; atualmente, o openLCA é o único *software* de ACV *opensource*. Assim, de seguida são descritos estes três *softwares*.

Tabela 2.2 - Descrição sumária dos softwares de ACV SimaPRO, GaBi e openLCA.

Software	Bases de dados	Descrição
<b>SimaPRO</b>	Industry data library European Lifecycle Database (ELCD) The social Hotspots Database Ecoinvent U.S. Lifecycle Inventory Database (USLCI) Agri-Footprint European and Danish Input/Output database Swiss Input/Output Database	O SimaPro é uma ferramenta que pode ser utilizada para a elaboração de relatórios de sustentabilidade, cálculo da pegada hídrica e de carbono, <i>design</i> de produto, geração de declarações ambientais de produtos e determinação de indicadores-chave de desempenho. O software permite analisar facilmente ciclos de vida complexos de maneira sistemática e transparente, avaliar o impacto ambiental de seus produtos e serviços em todos os estágios do ciclo de vida e identifica os hotspots e ligações na cadeia de fornecimento, desde a extração de matérias-primas até ao fim-de-vida (SimaPRO, 2018).
<b>GaBi</b>	GaBi Databases Ecoinvent U.S. LCI Data on demand service	O GaBi é uma ferramenta de determinação do desempenho ambiental de produtos, através do processamento de informação e da modelação de todos os elementos do produto numa perspectiva de ACV (GaBi, 2018). As suas principais características são: a modelação por módulos de processos, fluxos ou funcionalidades; e o GaBi <i>web questionnaire</i> que permite a organização, recolha e verificação de dados.
<b>OpenLCA</b>	Ecoinvent Idea GaBi database Agri-footprint exiobase ARVI Agribalyse Soca EuGeos' 15804-IA NEEDS PSILCA SEU World Food ELCD LC-Inventories.ch Social Hotspots ProBas Bioenergiedat USDA Ökobaumat OpenLCA LCIA methods	O openLCA é um software de ACV profissional e gratuito, desenvolvido pela GreenDelta. Inicialmente a sua principal aplicação era a realização de ACV ambientais, mas atualmente inclui outras aplicações: custo do ciclo de vida; ACV Social; pegadas de carbono e da água; DAP; rotulagem ambiental (segundo as normas americanas); política integrada de produtos. A sua flexibilidade permite utilizar diferentes bases de dados e metodologias de avaliação de impacto (Green Delta, 2018).

### 2.2.6 Benefícios e limitações da ACV

Os benefícios associados à ACV podem ser devido à natureza intrínseca do método e da sua aplicação num contexto particular. A primeira categoria inclui benefícios associados à existência de normas ISO para ACV e dos métodos científicos nos quais a ACV se baseia e a exploração do pensamento sobre o ciclo de vida, enquanto benefícios como a “possibilidade de comparar diferentes produtos” e a “informação para tomada de decisões” pertencem à segunda categoria (Saunders *et al.* 2013 in Testa, Nucci, Tessitore, Iraldo, & Daddi, 2016).

O benefício mais comum relatado na literatura científica é a melhoria do desempenho ambiental de produtos, processos ou serviços que é obtida através da aplicação da ACV (Early *et al.* 2009; Almeida *et al.* 2015; Berlin *et al.* 2008 in Testa *et al.*, 2016). Isto encontra-se estritamente ligado ao uso da ACV como um instrumento para a avaliação de impactos ambientais usando análise de pontos fracos ou análise da sua contribuição para os resultados. Essas análises identificam os principais contribuintes do impacto ambiental e, ao agir sobre esses aspetos, as empresas podem reduzir seu impacto e o impacto associado ao produto analisado (Testa *et al.*, 2016).

Muitas vezes, a melhoria ambiental de um produto é obtida como resultado de atividades de inovação ou Investigação e Desenvolvimento (I&D), quando os resultados da ACV são usados como *input* no processo de inovação. Um benefício frequentemente registado da aplicação da ACV está, portanto, relacionado à inovação de produtos e à diferenciação de produtos (Testa *et al.*, 2016). Os benefícios associados à aplicação da ACV também podem ir além dos limites da empresa e afetar toda a cadeia de fornecimento. Por exemplo, as empresas privadas começaram a introduzir critérios ambientais, além de critérios sociais e de desempenho, ao avaliar as suas cadeias de fornecimento, e a ACV foi testada como um instrumento possível (Hagelaar e van der Vorst, 2002 in Testa *et al.*, 2016).

Assim, o papel da ACV num processo de compra é enfatizado como um benefício (Ruini *et al.* 2013 in Testa *et al.*, 2016). O papel benéfico da ACV na inovação de práticas de gestão também foi salientado nas atividades de monitorização da ecoeficiência corporativa e ecoprodutividade e da sua utilização como uma ferramenta para um SGA estratégico, permitindo assim que o tomador de decisão identifique as prioridades corretas (Siegenthaler e Margni 2005 in Testa *et al.*, 2016).

A ACV também pode satisfazer as demandas externas das partes interessadas e aumentar a legitimidade de uma empresa em direção ao seu campo institucional. Por exemplo, a ACV também é usada para fornecer informações transparentes e robustas sobre o impacto ambiental de um produto para responder às solicitações de informações do cliente. As informações derivadas de uma ACV podem ser usadas para reclamações verdes ou para promover produtos em mercados verdes (Nakano e Hirao 2011; Teixeira e Pax 2011 in Testa *et al.*, 2016), para informar os consumidores sobre os aspectos ambientais do produto (Cooper e Fava 2006 in Testa *et al.*, 2016), para empresas comunicação (Molina-Murillo e Smith 2009 in Testa *et al.*, 2016), e em marketing (Siegenthaler e Margni 2005 in Testa *et al.*, 2016). Ter declarações sólidas de produtos ambientais baseadas em ACV que contenham informações verificadas sobre impactos ambientais é cada vez mais necessário para

manter a competitividade comercial (Gamage *et al.* 2008 in Testa *et al.*, 2016). No entanto, o aumento da vantagem competitiva não é frequentemente visto como um benefício decorrente da implementação da ACV (Teixeira e Pax 2011 in Testa *et al.*, 2016).

A importância dos produtos com este tipo de declaração para os clientes é cada vez mais realçada na literatura científica, uma vez que os atributos ambientais dos produtos passaram a ser levados em consideração nos procedimentos de concessão de empresas e administração pública (Baden *et al.* 2009; Hochschorner e Finnveden 2006 in Testa *et al.*, 2016). Além disso, a ACV pode ter um impacto positivo na reputação corporativa, bem como na redução dos riscos relacionados ao produto (Siegenthaler e Margni, 2005 in Testa *et al.*, 2016). Outros benefícios relacionados com a implementação da ACV foram identificados na melhoria da colaboração ao longo da cadeia de fornecimento (Nakano e Hirao 2011; Berlin *et al.* 2008 in Testa *et al.*, 2016), na sua influência na legislação (Teixeira e Pax 2011; Siegenthaler e Margni 2005; Saunders *et al.* 2013 in Testa *et al.*, 2016) e na consciencialização ambiental dos funcionários (Saunders *et al.* 2013; Scholl e Nisius 1998 in Testa *et al.*, 2016).

No entanto, alguns autores levantaram dúvidas sobre a eficácia das ACV devido a deficiências metodológicas (Ehrenfeld, 1997; Ayres, 1995; Finnveden, 2000 in Testa *et al.*, 2016). Por exemplo, Ehrenfeld (1997) argumentou que a ACV, tal como outras estruturas analíticas usadas nos domínios de políticas e planeamento, tem usos importantes na formação dos processos pelos quais os produtos e as políticas são projetados, no entanto, deve ser usado com cautela. Ehrenfeld relatou uma lista de aspectos que podem afetar a credibilidade da ACV, tais como a metodologia (a metodologia contém falhas técnicas e não representa uma verdade objetiva), os procedimentos (os procedimentos não são transparentes, por vezes muito caros e onerosos para serem aplicados) e a objetividade dos resultados (é impossível separar os passos analíticos puramente objetivos das partes subjetivas ou políticas, o processo exclui *stakeholders* chave e consequentemente é dominado por poderes de interesses com particular interesse num determinado resultado (Testa *et al.*, 2016).

Ayres (1995) também apontou que, embora a ACV seja uma ferramenta cada vez mais importante para a política ambiental, ela não tem utilidade (ou é negativa) se os dados físicos subjacentes estiverem errados, incertos ou se não refletirem a prática industrial real. Finnveden (2000) conclui que uma maior harmonização da metodologia de ACV pode aumentar a aceitabilidade dos métodos escolhidos e aumentar a utilidade da ferramenta (Testa *et al.*, 2016).

Outros estudos também fizeram referência ao escasso reconhecimento por parte do mercado da informação desenvolvida pela LCA. Por exemplo, Olinzock *et al.* (2015) constataram que o benefício esperado de aumentar as oportunidades de mercado pode ser prejudicado pela falta de demanda dos clientes. Embora este estudo esteja focado no setor de construção, ele também é válido para outros setores, partindo do pressuposto de que a implementação de instrumentos voluntários, como a ACV, é frequentemente orientada pelo mercado (Testa *et al.*, 2016).

Nas últimas décadas de estudos de ACV, a investigação empírica teve tendência a ser positiva em relação aos possíveis benefícios e possíveis aplicações da ACV - com algumas exceções. No entanto, falta uma noção do panorama atual das percepções positivas e negativas. Além disso, as informações obtidas sobre as percepções de empresas que não utilizam a metodologia de ACV podem fornecer informações úteis para promover mais efetivamente a adoção desses instrumentos pelas empresas (Testa *et al.*, 2016).

A ACV é reconhecida como a melhor ferramenta para avaliar os impactos do ciclo de vida dos produtos, no entanto, ainda existem barreiras que inibem sua implementação mais ampla, como a gestão de tempo, espaço e questões económicas e sociais na ACV (Comissão Europeia 2003). Apesar dos muitos benefícios da ACV, existem muitas dificuldades na sua implementação (Testa *et al.*, 2016).

As barreiras à implementação da ACV podem ser distinguidas entre questões técnicas e não técnicas. A primeira categoria inclui todos os aspectos práticos e técnicos relacionados ao bom *design* de um estudo de ACV. Esses obstáculos geralmente são enfrentados pela pessoa ou equipa responsável por projetar a ACV. A questão mais importante é a recolha de dados de alta qualidade como dados de entrada para estudos de ACV (Frankl e Rubik, 1999; Rebitzer *et al.*, 2004; Teixeira e Pax, 2011; Björklund, 2002; Cooper e Fava, 2006 in Testa *et al.*, 2016).

A qualidade das bases de dados mais frequentemente utilizadas como fonte de dados genéricos pode afetar os resultados finais do estudo, influenciando, assim, sua credibilidade. Assim, a qualidade da base de dados é considerada como uma barreira importante para a futura implementação de ACV entre as empresas (Thorn *et al.* 2011; Rebitzer *et al.* 2004; Finnveden *et al.* 2009 in Testa *et al.*, 2016).

Questões metodológicas gerais também foram identificadas como dificuldades significativas (Clark e Leeuw, 1999; Teixeira e Pax, 2011). Por exemplo, Frankl e Rubik (1999) identificaram a complexidade da metodologia e a definição dos limites do sistema entre as dificuldades relacionadas. Masanet e Chang (2014) investigaram quais elementos da ACV são considerados muito fáceis ou muito difíceis pelos alunos ao final de um curso sobre ACV. Eles descobriram que a definição de metas era o único tópico que era predominantemente classificado como fácil, enquanto os tópicos de multifuncionalidade, entrada-saída, ICV, AICV e preparação de resultados facilmente interpretáveis eram vistos como mais difíceis (Testa *et al.*, 2016).

Em relação às barreiras não técnicas, Hunkeler e Rebitzer (2005) argumentam que os processos de implementação e as abordagens organizacionais relacionadas que lidam com os aspectos acima são fundamentais, uma vez que poderiam fornecer um meio para explorar melhor o potencial da ACV. As barreiras não técnicas tendem a estar relacionadas com a gestão de tempo e recursos, a gestão da cadeia de fornecimento e a possibilidade de usar os resultados para melhoria do produto ou processo (Testa *et al.*, 2016).

As principais barreiras relacionadas com o tempo e gestão de recursos são, por exemplo, a falta de recursos humanos e financeiros, juntamente com uma falta geral de especialização (Clark e Leeuw,

1999; Moss *et al.*, 2008; Le Pochat *et al.*, 2007; Olinzock *et al.* al., 2015; Cooper e Fava, 2006; Teixeira e Pax, 2011 in Testa *et al.*, 2016). Outra barreira é a falta de tempo necessário para a recolha de dados dentro da organização e dos fornecedores (Thorn *et al.* 2011; Nakano e Hirao 2011 in Testa *et al.*, 2016). A recolha de dados dos fornecedores é fundamental, pois pode comprometer o know-how dos fornecedores e suas atividades de custo/preço. Além disso, o poder contratual relativo do fornecedor/cliente é fundamental para ativar a dinâmica de colaboração e partilha de dados entre empresas (Nakano e Hirao, 2011 Testa *et al.*, 2016).

A fase de comunicação também é identificada como uma das principais barreiras por trás da implementação da ACV por Clark e Leeuw (1999). Por exemplo, Molina-Murillo e Smith (2009) indicaram que a informação baseada em ACV pode ser eficaz em publicidade, em melhorar a credibilidade da mensagem e a atitude em relação à marca e empresa, e influenciar positivamente o comportamento de compra, no entanto, essa informação é vista como complexa e existe o risco de sobrecarga de informação para o consumidor, o que pode limitar sua aplicação em marketing e comunicação (Testa *et al.*, 2016).

Falta ainda informação abrangente sobre por que as empresas decidem não usar a ACV para avaliar ou comparar os seus produtos e processos. Uma série de pesquisas foi realizada, mas nenhuma relatou uma análise diferenciada para entender esse aspecto. Por exemplo, Frankl e Rubik (2009) recolheram respostas de utilizadores e não utilizadores de ACV, no entanto, não publicaram uma análise separada das duas subamostras para entender se havia diferenças entre as experiências e as expectativas (Testa *et al.*, 2016).

## **2.3 Estudos de ACV de bicicletas**

Para a realização deste estudo, foram consultados todos os artigos presentes na Biblioteca do Conhecimento Online (b-on) referentes à temática ACV de bicicletas até à data de realização desta dissertação. A tabela seguinte ilustra um resumo dos principais pressupostos e conclusões retiradas desses artigos.

Tabela 2.3 - Estado da arte da literatura relativa a ACV de bicicletas.

Autor	Ano	Objetivos	Metodologia	Geografia	Indicadores
<b>Agyekum et al.</b>	2016	Conduzir uma LCA para comparar quadros de bicicletas de bambu do Gana com convencionais de alumínio e aço chineses	<i>Software</i> SimaPRO 7.3 – método CML <i>baseline</i> 2001	Gana	Acidificação/eutrofização, aquecimento global, camada ozono, toxicidade humana, ecotoxicologia aquática e terrestre, oxidação fotoquímica e depleção abiótica
<b>Mellino et al.</b>	2016	Comparação através de ACV de bicicletas elétricas com bateria de lítio e com célula de combustível de hidrogénio, usando o motor de combustão interna como benchmark	OpenLCA – método ReCiPe Midpoint H	E.U.A.	Aquecimento global, toxicidade humana, depleção de recursos fósseis, depleção de recursos metais, oxidação fotoquímica, emissão de partículas
<b>Coelho et al.</b>	2015	Conduzir uma ACV cradle-to-grave completa a uma bicicleta	<i>Software</i> SimaPRO	Portugal	Alterações climáticas, radiação, camada de ozono, ecotoxicidade, acidificação / eutrofização, uso do solo, minerais e combustíveis fósseis, potencial cancerígeno, respiratórios orgânicos e inorgânicos
<b>Liu et al.</b>	2015	Conduzir uma ACV às baterias de chumbo-ácido de bicicletas elétricas	<i>Software</i> eBalance de acordo com a ISO 14040	China	Uso de energia primária, acidificação, eutrofização, aquecimento global, camada de ozono, oxidação fotoquímica, toxicidade humana total (HTP), HTP cancerígena, HTP não-cancerígena e toxicidade ecológica.
<b>Dave et al.</b>	2010	Conduzir uma ACV a diferentes modos de transporte	Carnegie-Mellon's EIO-LCA <i>methodology</i>	E.U.A.	GEE, SO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , COV, Chumbo, PM <sub>10</sub>

Num estudo conduzido por Agyekum *et al.*, foi avaliado o impacto ambiental e social de quadros de bicicletas feitos de bambu ganense selvagem. O impacto ambiental ao longo do ciclo de vida do quadro de bambu foi comparado com os resultados de ACV de quadros de bicicletas de alumínio e aço. Verificou-se que o impacto ambiental global do quadro da bicicleta de bambu é cerca de 50% menor do que o alumínio e cerca de 30% menos do que os quadros de bicicletas de aço. Relativamente à ecotoxicidade aquática de água doce e à ecotoxicidade terrestre, o impacto do quadro da bicicleta de bambu pode ser reduzido através da substituição de uma solução de Bórax em vez de Dursban e água, na preservação do bambu (Agyekum *et al.*, 2017).

O estudo conduzido por Mellino *et al.*, permitiu esclarecer quanto aos custos e benefícios ambientais de diferentes tecnologias para o setor de transporte urbano, no que diz respeito a energia, materiais e emissões. A aplicação de uma célula de combustível a uma bicicleta elétrica pode representar uma melhoria importante para economia de energia, poluição do ar e redução do aquecimento global. Os resultados deste estudo destacam que ainda assim, a bicicleta elétrica causa menos impacto do que um veículo de combustão interna, e que a energia (e eletricidade) de um país tem uma enorme influência sobre os impactos ambientais e, portanto, é uma importante opção para melhoria. Os resultados também mostram algo que permanece oculto quando apenas um estudo de custo de energia ou eficiência energética é realizado, ou seja, que os impactos de toxicidade humana relacionados aos componentes eletrônicos de ambas as bicicletas são insignificantes e exigem esforços para substituição ou reciclagem desses componentes (Mellino *et al.*, 2017).

Nos últimos anos, o aumento da demanda por bicicletas elétricas conduziu ao aumento da produção de baterias de chumbo-ácido (LAB) na China. O estudo conduzido por Liu *et al.* mostrou que a extração e o processamento de materiais, bem como o uso das baterias, são os principais fatores que contribuem para os impactos ambientais gerais na cadeia de fornecimento de LABs porque a maioria dos materiais e energia são consumidos nesses dois estágios. A maioria dos impactos do ciclo de vida pode ser mitigada pela reutilização de baterias e altas taxas de recuperação de materiais no estágio EOL. No entanto, 95% das emissões de chumbo do ciclo de vida são emitidas nesta fase devido à falta de regulamentações rigorosas na indústria de reciclagem, resultando particularmente em 90% de potencial de toxicidade humana (W. Liu *et al.*, 2015).

Num estudo conduzido por Coelho *et al.* em 2015 com o intuito de realizar uma ACV de uma bicicleta com recurso ao software SimaPRO, concluiu-se que as rodas, a forqueta e o quadro são os componentes da bicicleta com maiores impactos ambientais, no que diz respeito ao consumo energético e as alterações climáticas. As rodas, que são constituídas por jantes de alumínio, requerem um elevado consumo energético devido ao processo de extrusão. A forqueta e o quadro requerem um gasto elevado de aço na sua produção e nos processos envolvidos, causando também impactos ambientais significativos. Adicionalmente, foi concluído que se substituírem os três componentes mencionados acima, por componentes de fibra de carbono, resulta numa redução nos valores de CO<sub>2</sub> e metano emitidos e no consumo de combustíveis fósseis. Relativamente ao fim-de-vida, a reciclagem

dos componentes da bicicleta também traz vantagens em termos de emissões atmosféricas e no consumo de combustíveis fósseis (Coelho & Almeida, 2015).

Na comparação de diferentes modos de transporte, os resultados da ACV demonstraram um benefício ambiental e econômico em modos de transporte de utilização humana. De acordo com o estudo, andar a pé, de bicicleta e de bicicleta elétrica produzem exatamente o mesmo número de emissões de GEE. Enquanto a bicicleta elétrica consome mais energia para ser produzida e durante a sua utilização, e emite os GEE associados a esses processos, a bicicleta convencional requer que o utilizador se esforce mais e respire com mais força, libertando mais CO<sub>2</sub>. Desta forma, o impacto da bicicleta elétrica é considerado idêntico ao da convencional. Concluiu-se que estas três formas de transporte individual são pelo menos três vezes melhores do que qualquer transporte coletivo ou individual a motor (Dave, 2010).

Como se pode constatar, os estudos existentes na literatura relativamente à Análise de Ciclo de Vida de bicicletas são pouco extensos. Apesar de existir um estudo em Portugal que efetuou uma ACV a bicicletas de alumínio e de fibra de carbono utilizando o software SimaPRO, considera-se que o presente estudo irá trazer alguma clareza relativamente ao material mais sustentável para quadros de bicicletas.



### **3 Metodologia**

O presente capítulo descreve a metodologia utilizada para a realização da ACV proposta. Assim, para a execução desta dissertação, primariamente foi efetuada uma revisão bibliográfica com o objetivo de aprofundar conhecimentos e obter o suporte científico necessário sobre a produção de quadros de aço, de alumínio e de fibra de carbono, os ciclos de vida de cada um destes materiais, a metodologia de ACV e o software OpenLCA. Foram analisados diversos documentos científicos, com vista a recolha da informação mais atualizada. Numa segunda fase, foram definidos os casos de estudo, após o qual foram contactadas diversas empresas de produção de bicicletas em Portugal, com o intuito de obter dados reais para o estudo em curso, sendo que apenas uma empresa portuguesa se mostrou disponível para colaborar. Relativamente ao segundo caso de estudo, foi efetuada uma investigação relativamente às condições da produção em Taiwan. Numa terceira fase, fundamentou-se o inventário de ciclo de vida do quadro de aço, alumínio e fibra de carbono. Neste ponto elaborou-se a cadeia de processos com base em artigos científicos e foi utilizada a base de dados ecoinvent para perceber as necessidades de cada processo. Numa quarta fase, foi utilizado o software OpenLCA segundo o método ILCD 2011 midpoint para se calcularem os indicadores de desempenho necessários para avaliar o ciclo de vida dos três materiais alternativos e tirar conclusões acerca da sua comparação.

#### **3.1 Casos de estudo**

##### **3.1.1 Produção em Portugal**

O primeiro caso de estudo consiste na realização da ACV considerando que a produção ocorre em Portugal. A escolha deste caso de estudo recaiu sobre o facto de Portugal ser o terceiro maior produtor de bicicletas da Europa (CONEBI, 2017). A indústria portuguesa de bicicletas é composta por empresas de pequena e média dimensão, que empregam no total cerca de 1 500 trabalhadores, dos quais 750 na produção de bicicletas e os restantes nos componentes. A produção anual de bicicletas em Portugal ultrapassa o milhão de unidades, o que posiciona nos primeiros lugares do ranking europeu (UE 28) do setor (Portugal Bike Value, 2018).

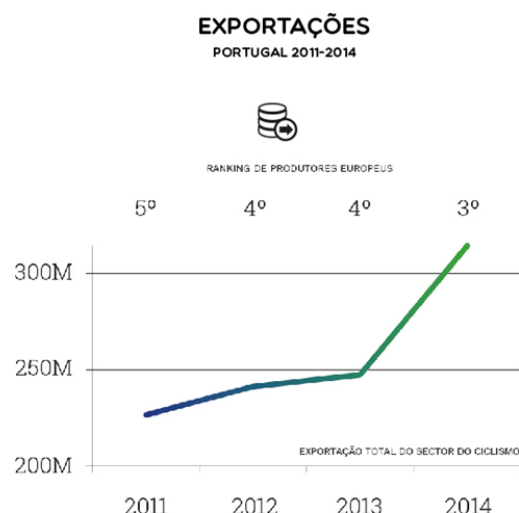


Figura 3.1 – Posição de Portugal no *ranking* de produtores europeus de bicicletas EU28 (Portugal Bike Value, 2018).

Na última década registou-se uma alteração significativa no padrão de especialização da indústria transformadora em Portugal, saindo da dependência de atividades industriais tradicionais para uma situação em que novos setores, de maior incorporação tecnológica, ganharam peso e uma dinâmica de crescimento, destacando-se o setor automóvel e componentes, a eletrónica, a energia, o setor farmacêutico e as indústrias relacionadas com as novas tecnologias de informação e comunicação (Portugal Bike Value, 2018). Assim, considerou-se que Portugal constitui uma localização onde os dados relativos à fase de produção possam ser representativos a nível de impacte.

Como caso de estudo para produção de quadros de aço foi utilizada uma empresa localizada em Águeda, no distrito de Aveiro. Constituída em 1956, a empresa iniciou a sua actividade com a conceção, produção e comercialização de componentes para a indústria nacional e internacional de motociclismo e ciclismo. Mais recentemente soluções de *bike sharing*, direcionadas ao sector da mobilidade sustentável suave e o investimento numa unidade de produção de selins, reforçam a posição detida na área do ciclismo.

A sua oferta considera-se de elevada qualidade e encontra-se assente num conjunto de processos tecnológicos como o forjamento a frio, conformação, corte e transformação tubular, soldadura, tratamentos superficiais como zincagem, cromagem e cementação, pintura com tratamento nano cerâmico e vazamento de poliuretano para a produção de selins. A empresa é possuidora de um sistema de garantia da qualidade, instalado de acordo com a norma NP EN ISO 9001:2008 atribuído pelo organismo de certificação APCER – Associação Portuguesa da Certificação.



Figura 3.2 - Fábrica de produção de bicicletas de aço em Águeda, Portugal.

As instalações da empresa ocupam uma área de cerca de 50 000m<sup>2</sup>, como se pode observar na figura 3.3, sendo que a área da unidade fabril em questão apresenta cerca de 25 000m<sup>2</sup>, conforme os dados da figura 3.4.

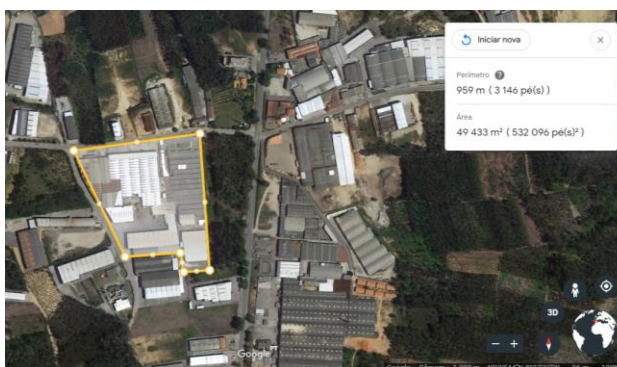


Figura 3.3 - Delimitação do perímetro e área da empresa de produção de bicicletas em Águeda, Portugal (fonte: Google, 2018).



Figura 3.4 - Delimitação do perímetro e área da unidade fabril da empresa de produção de bicicletas em Águeda, Portugal (fonte: Google, 2018)

Para os restantes dois materiais (alumínio e fibra de carbono) não houve interesse por parte de nenhuma empresa portuguesa em fornecer dados de produção de quadros de bicicleta, sendo que a fase inventário foi compilada com recurso a bases de dados e da literatura existente.

### 3.1.2 Produção em Taiwan

A escolha do segundo caso de estudo recaiu sobre o facto de que as palavras “Fabricado em Taiwan” se terem tornado omnipresentes na indústria de bicicletas. Taiwan, uma pequena nação insular na costa sudeste da China, onde tantas peças de bicicletas norte-americanas são montadas, é conhecida desde os anos 1970 como "The Bicycle Kingdom" (O reino das bicicletas). Tudo, desde quadros,

correias e pedais até luzes e computadores de bordo são feitos em fábricas na sua maioria concentradas na cidade de Taichung, na costa ocidental de Taiwan (Momentum Magazine, 2018).

Recentemente a China também passou a produzir uma abundância de bicicletas e peças, obrigando Taiwan a deixar para trás o mercado de baixo custo para se concentrar em produtos de ciclismo de nível médio e alto. Hoje em dia as marcas de produção artesanal são conhecidas pela inovação e especialização em produção. Segundo a Momentum Magazine e outros especialistas em bicicletas, torna-se claro que o ciclismo constitui uma componente importante da economia local (Momentum Magazine, 2018).

A Giant, a maior empresa de bicicletas do mundo, foi fundada em 1972 com a marca Giant lançada em 1981. Desde então, a Giant tornou-se líder global em produção de bicicletas, tanto sob as suas próprias marcas - Giant, Liv e Momentum - quanto por número crescente de clientes de topo. Foi a primeira empresa a produzir em massa fibra de carbono para bicicletas em 1985 sendo que na sua fábrica de Taichung é onde alguns produtos de fibra de carbono das marcas "concorrentes" são fabricados. Em 2014, a Giant registou 1,75 mil milhões de euros em receita corporativa, com 6,6 milhões de bicicletas vendidas (3 800 em 1972). A empresa tem agora nove fábricas, incluindo seis na China e uma no Japão, com produtos disponíveis em 80 países em 10 000 retalhistas (Momentum Magazine, 2018).

A fábrica analisada neste estudo consiste na principal fábrica onde são produzidos os quadros de alumínio, aço e fibra de carbono das três maiores marcas de bicicletas de montanha do mundo. Assim, do lado esquerdo na figura 3.5 podemos observar que a área da dita fábrica apresenta um total aproximado de 77 000 m<sup>2</sup>, sendo a área da unidade fabril cerca de aproximadamente 52 500 m<sup>2</sup>.

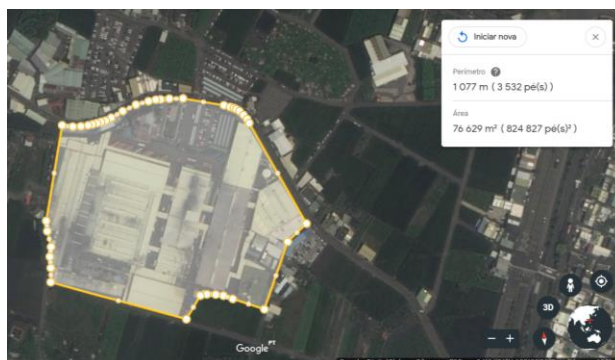


Figura 3.5 - Delimitação do perímetro e área da empresa de produção de bicicletas em Taichung, Taiwan (fonte: Google, 2018).

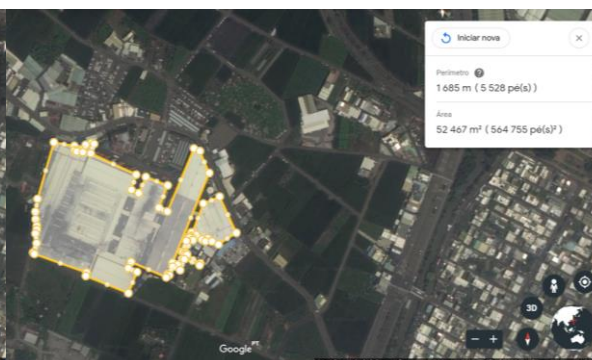


Figura 3.6 - Delimitação do perímetro e área da unidade fabril da empresa de produção de bicicletas em Taichung, Taiwan (fonte: Google, 2018).

A fábrica produz cerca de 3500 bicicletas por dia, sendo que 500 das quais são de fibra de carbono (CyclingTips, 2014). Neste estudo foi considerado que as restantes são igualmente divididas entre aço e alumínio, sendo portanto, produzidas 1500 bicicletas de aço e 1500 bicicletas de alumínio por dia nesta fábrica.

## 3.2 Metodologia de ACV

A metodologia aplicada seguiu os requisitos principais de uma ACV expostos nas normas ISO 14040 e 14044.

### 3.2.1 Definição dos objetivos e do âmbito

O estudo efectuado tem por objectivo analisar o desempenho e as implicações ambientais de bicicletas constituídas por quadros de diversos materiais. Para a quantificação do dano ambiental gerado pelas bicicletas, é utilizada a ferramenta de análise de ciclo de vida (ACV). Esta é aplicada a três tipos de quadros diferentes: aço, alumínio e fibra de carbono, assumindo assim que os restantes componentes das bicicletas são idênticos, assegurando assim a sua comparabilidade. Com a realização deste estudo espera-se concluir que os quadros de fibra de carbono são os que apresentam o pior desempenho ambiental.

A metodologia de ACV aplicada tem por fim a quantificação dos impactes ambientais causados pela vida do produto, nas fases de extracção da matéria prima, transformação do material, manufactura do produto (quadro de bicicleta), que inclui montagem, pintura e transporte, bem como o fim de vida. Desta forma, é esperado que os resultados deste estudo contribuam para a possibilidade de uma tomada de decisão mais consciente para os consumidores interessados em adquirir um novo produto.

#### a. Definição da Unidade Funcional

A unidade funcional utilizada como termo comparativo neste estudo foi uma unidade (1 item) de quadro de bicicleta.

#### b. Definição dos Limites do Sistema

A definição dos limites do sistema foi estabelecida tendo em conta os objetivos e âmbito deste estudo. Assim, visto que o objetivo consiste na comparação dos materiais constituintes do quadro da bicicleta, faz sentido estudar o processo produtivo dos mesmos e o respetivo fim-de-vida. Embora as fases de armazenamento do produto e utilização possam trazer algum impacte ambiental associado, considerou-se que estas fases fossem idênticas para os três materiais em estudo, assim justificando a retirada destas fases nos limites do sistema de produto analisado.

A figura 3.7 ilustra as etapas do ciclo de vida do produto (quadro de bicicleta) que irão ser analisadas neste estudo.

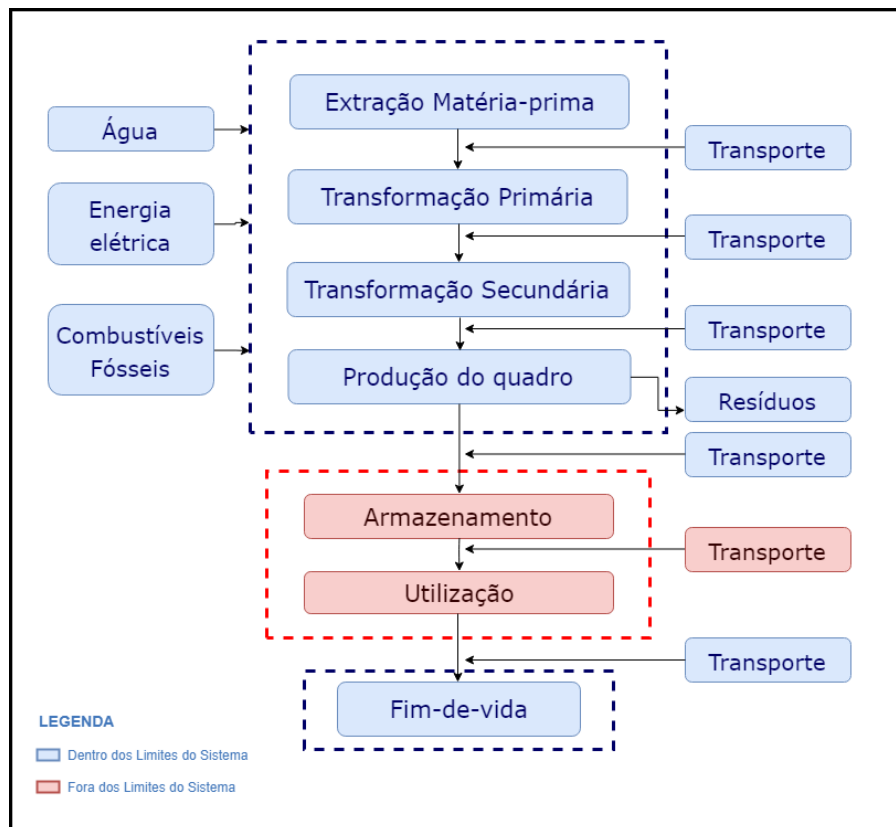


Figura 3.7 - Esquema ilustrativo do sistema de produto e respetivos limites em análise.

Irão ser estudadas as etapas de extração da matéria-prima, transformação primária e secundária e produção final do quadro, bem como quaisquer transportes que foram utilizados entre estas etapas bem como os resíduos de produção. Serão contabilizados os *inputs* de água, energia elétrica e combustíveis fósseis necessários. Adicionalmente, o fim-de-vida dos quadros de bicicleta também será analisado, tendo em conta dois cenários que serão referidos no ponto 3.2.2. Este estudo constitui então uma análise *cradle-to-grave* do sistema.

#### c. Procedimentos de Alocação

Neste estudo não foram utilizados procedimentos de alocação, sendo que foi feita uma expansão do sistema apenas na fase de fim-de-vida dos produtos do aço e do alumínio para que o sistema de produto tivesse em consideração os processos de reciclagem.

### 3.2.2 Inventário do ciclo de vida

#### a. Planeamento do ICV

Esta fase teve início com a análise e respetivo planeamento da informação necessária a recolher com vista ao cumprimento dos objetivos do trabalho. Após a discussão do processo de fabrico do quadro de aço através de reuniões presenciais na fábrica utilizada como caso de estudo, foram determinados

os processos de fabrico do quadro de alumínio e de fibra de carbono com recurso à informação presente na literatura.

Assim, foi esquematizado o sistema de produto da figura 3.7 por forma a ser possível dividir os diagramas de produção dos três materiais em estudo de igual forma e consequentemente conseguir retirar conclusões acerca dos impactes associados aos mesmos. Com vista à realização do ICV, foram recolhidos os dados existentes do caso de estudo em questão, sendo que os restantes dados em falta foram complementados com recurso à base de dados ecoinvent 3.4. Na subsecção b. (abaixo), nas figuras 3.8, 3.9 e 3.40 podem ser observados os diagramas referentes aos processos de produção com os três materiais em estudo.

#### b. Descrição do sistema de produto

O sistema de produto compreende, para além das etapas de produção do quadro de bicicleta, os processos de produção de energia primária. A cada um dos processos unitários incluídos no sistema de produto correspondem fluxos de entrada de recursos e materiais e fluxos de saída de produtos e emissões. Cada um dos processos foi analisado detalhadamente com a finalidade de não só determinar os dados quantitativos a recolher, mas também compreender a dinâmica de cada um deles. Nas figuras apresentadas ao longo deste subcapítulo serão representados os sistemas de produto dos quadros de alumínio, aço e fibra de carbono e descritos cada um dos processos e respetivos inputs e outputs.

#### Aço

Na figura abaixo pode observar-se o diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em aço, o qual serviu de base para análise do ciclo de vida deste produto.

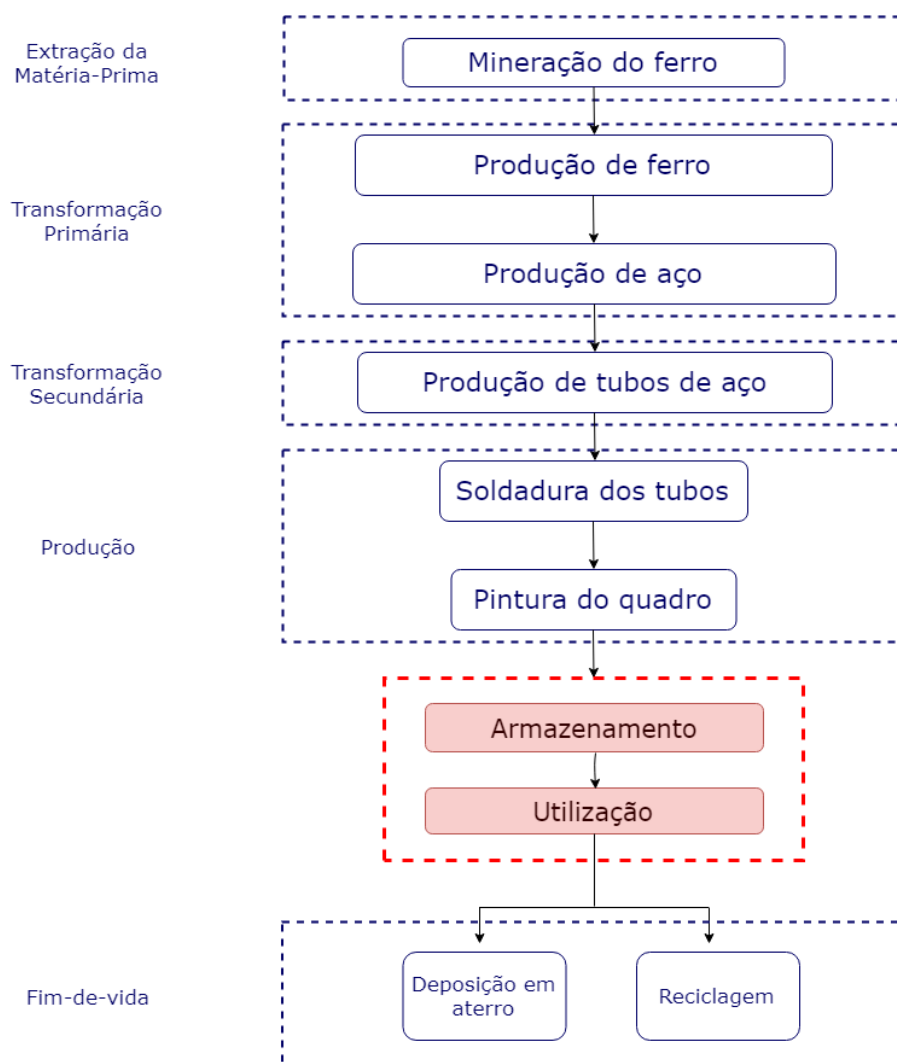


Figura 3.8 - Diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em aço.

#### i. Extração da matéria-prima

O ciclo de vida da produção de um quadro de bicicleta em aço inicia-se com a fase da extração da matéria-prima que neste caso consiste na extração do minério de ferro numa mina a céu aberto. O *site* inclui um poço principal e poço extra a ser usado quando necessário. De seguida ocorre o esmagamento e concentração do minério. O esmagamento é feito com britadores giratórios e a concentração é realizada pela separação da sílica e do ferro pela gravidade. Nesta análise também foi incluído o empilhamento de rochas residuais, o local de deposição dos resíduos, o tratamento das águas residuais resultantes destes processos e o transporte do minério extraído para o concentrador. Os resíduos sólidos produzidos no local são enterrados em pilhas de rochas com a seguinte composição: 33% de resíduos domésticos, 31% de madeira, 13% de papelão, 3% de metais não contaminados com óleo, 9% de vidro / têxteis / plásticos e 10% de resíduos de construção e demolição). Esta fase termina no portão da fábrica de beneficição (Ecoinvent Centre, 2017f).



## ii. Transformação primária

A fase de transformação primária consiste na produção de aço primário. Esta fase inclui o transporte dos metais e outros materiais necessários como *input* no conversor, o processo de produção do aço e a fundição do mesmo. A sucata de aço resultante é apenas utilizada no processo de arrefecimento do aço líquido (Ecoinvent Centre, 2017g).

## iii. Transformação secundária

A fase de transformação secundária consiste na formação dos tubos de aço a serem utilizados no quadro, a qual se inicia com o transporte do aço até à fábrica onde são produzidos os mesmos. Neste caso, o processo inclui o aquecimento do *input*, o *piercing* (perfuração de pressão ou rolamento oblíquo), o alongamento, o rolamento final e o tratamento térmico dos tubos de aço. Esta fase termina no portão da fábrica em questão (Ecoinvent Centre, 2017c).

## iv. Produção

### Em Portugal

A fase de produção (no caso de a mesma se realizar em Portugal) inicia com o transporte dos tubos de aço desde a empresa de produção na Alemanha até à fábrica em análise em Águeda, no Distrito de Aveiro. Considerou-se a fábrica da ThyssenKrupp representada na figura abaixo, dado que a Alemanha constitui o maior produtor de aço da Europa e a referida empresa também constitui o maior produtor (Plickert & Sc, 2017). Assim, foi calculada a distância entre as duas fábricas com recurso ao *Software Google Maps*.

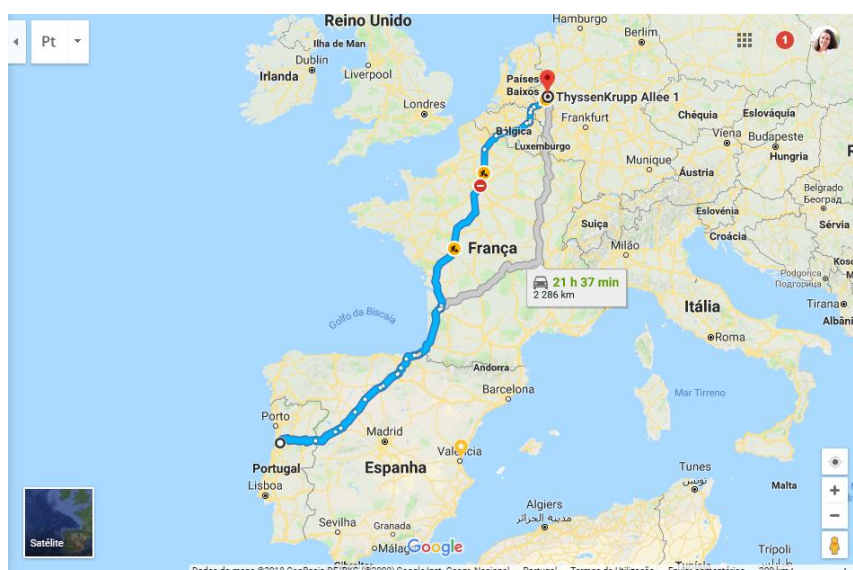


Figura 3.9 - Distância de camião entre a fábrica de produção de tubos de aço (Alemanha) e a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda, Aveiro (Google Maps).

Já na fábrica de produção de quadros de bicicleta, foram considerados os processos de soldadura dos tubos, bem como a pintura do quadro, considerando todos os processos de produção da mesma.

### Em Taiwan

No caso de a produção ter lugar em Taiwan, o transporte dos tubos de aço até à fábrica da Giant em Taichung inicia-se na fábrica da Baosteel, na China. Considerou-se a China o maior produtor de aço em termos mundiais, sendo a Baosteel a maior empresa (The Statistics Portal, 2018). Assim, foi calculada a distância entre a fábrica da Baosteel e o Porto de Fucheu com recurso ao *Software Google Maps*, conforme a figura abaixo.

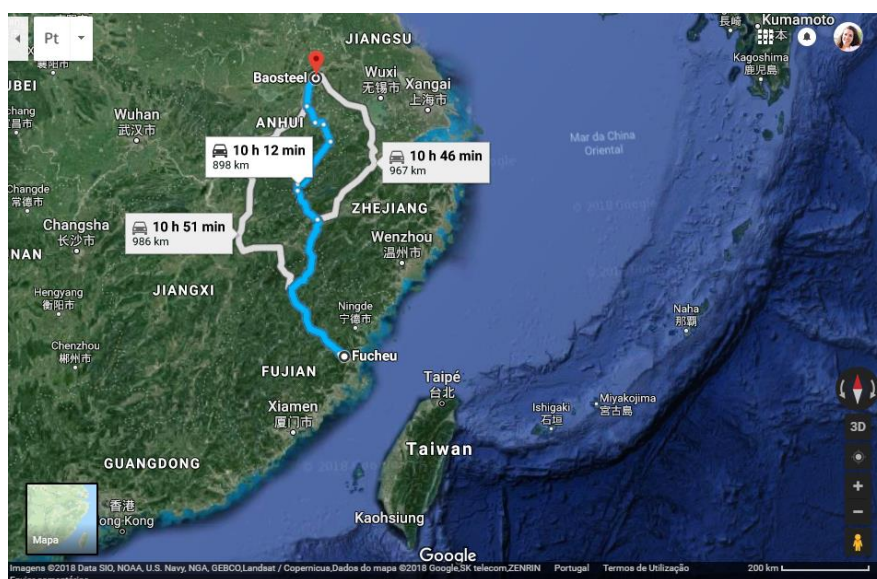
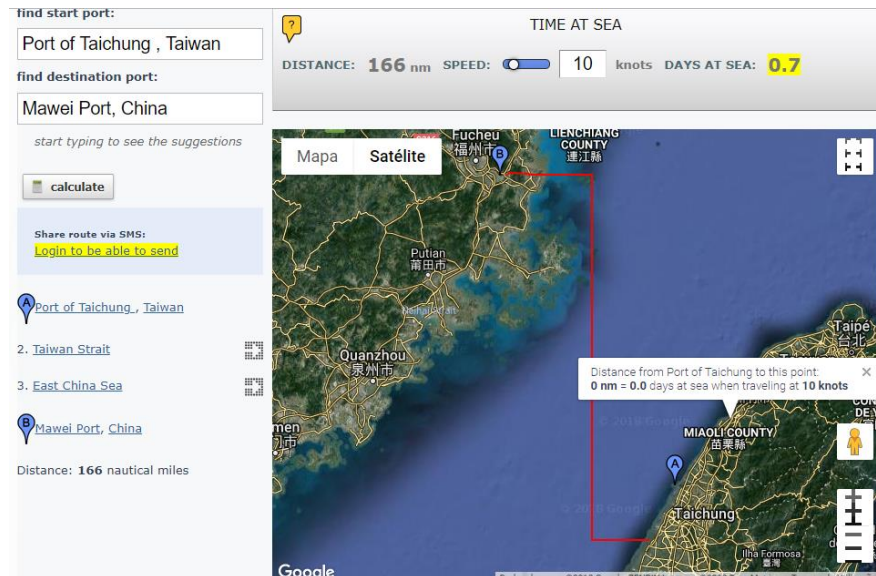
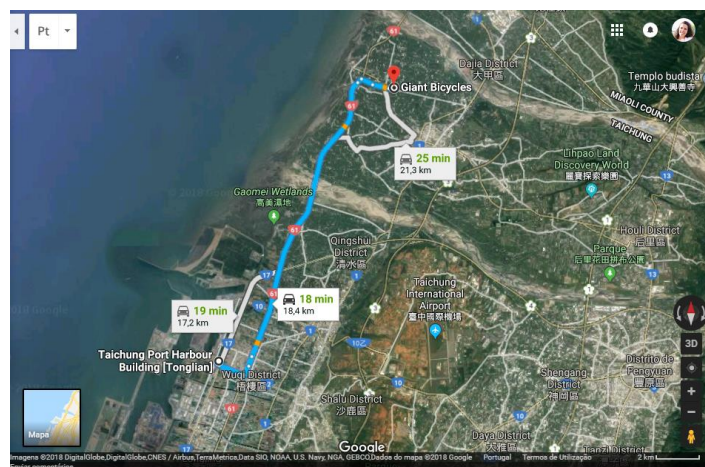


Figura 3.10 - Distância de camião entre a fábrica de produção de tubos de aço da Baosteel (China) e o terminal fluvial de Fucheu (China) (Google Maps).

De seguida, recorreu-se a um *website* de simulação de rotas marítimas para simular o transporte fluvial entre o terminal fluvial de Fucheu (China) e o terminal fluvial de Taichung (Taiwan), conforme se pode verificar na figura abaixo (Ports.com, 2018c).



Seguidamente, foi calculada novamente com recurso ao software Google Maps, a distância entre o Porto de Taichung (Taiwan) e a fábrica da Giant (Taichung, Taiwan), como se pode verificar na figura abaixo.



Já na fábrica de produção de quadros de bicicleta, foram considerados os processos de soldadura dos tubos, bem como a pintura do quadro, considerando todos os processos de produção da mesma.

v. Fim-de-vida

No caso do quadro de aço foram considerados dois fins-de-vida para a produção em Portugal, nomadamente a deposição em aterro e a reciclagem e um fim-de-vida para a produção em Taiwan, neste caso a reciclagem.



### Considerando produção em Portugal

Neste caso, para ambos os cenários esta fase inicia com o transporte do quadro desde a fábrica até à plataforma logística de Lisboa Norte no Carregado (local considerado para a fase de armazenamento). A referida distância foi calculada com recurso ao software *Google Maps*, conforme a figura abaixo.

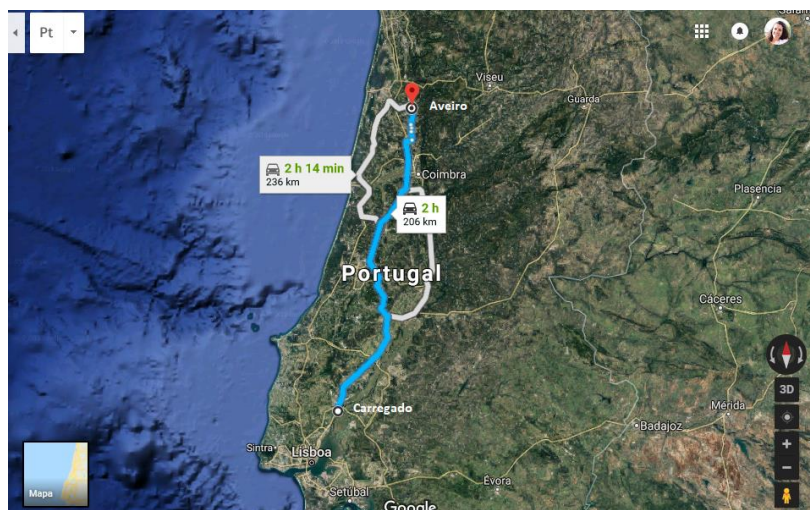


Figura 3.13 - Distância entre a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda e a Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps).

No cenário de deposição em aterro, foi considerado que o utilizador deposita o quadro de bicicleta na zona do Marquês de Pombal e foi contemplada a recolha do resíduo pelos serviços municipalizados e considerada a rota até ao aterro da AMARSUL no Seixal, com recurso ao *software* Google Maps. A figura abaixo ilustra a referida rota de camião.

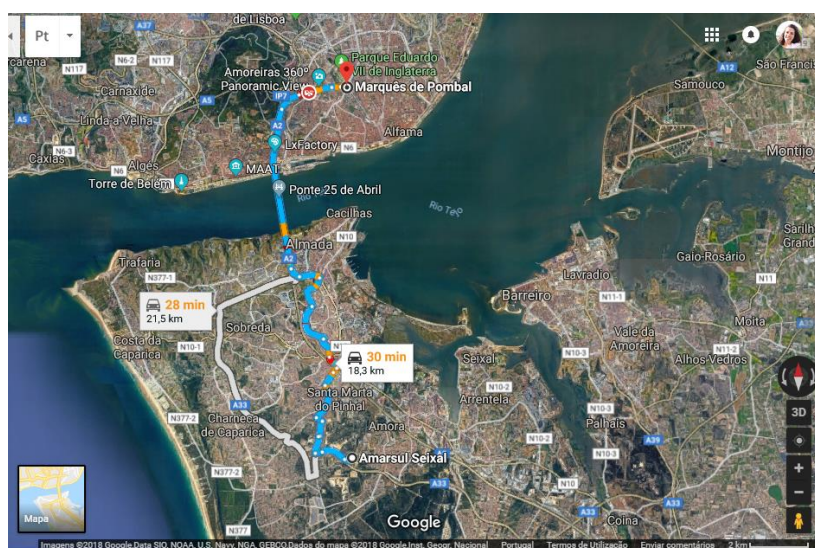


Figura 3.14 - Distância entre o Marquês de Pombal e o aterro da AMARSUL no Seixal (Google Maps).

Nesta análise foi contemplada a recolha deposição de sucata de ferro em aterro.

No caso do cenário de reciclagem, assumindo que a pessoa reside na região do Marquês de Pombal e vai depositar o quadro de bicicleta no Centro de Triagem e Ecocentro (CTE) do Lumiar, novamente com recurso ao *software* Google Maps foi calculada a referida rota de automóvel. A figura abaixo ilustra a referida travessia.

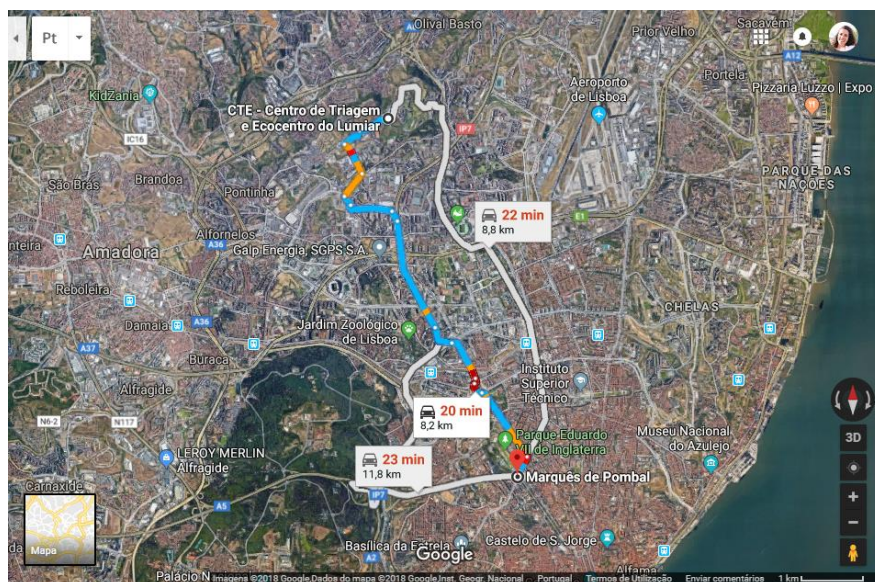


Figura 3.15 - Distância entre a zona do Marquês de Pombal e o CTE do Lumiar (Google Maps).

Nesta análise foi contemplada a recolha e triagem de sucata de ferro e a compressão em fardos para reciclagem e posterior re-introdução no sistema.

#### Considerando produção em Taiwan

Para o cenário da produção em Taiwan, esta fase inicia com o transporte do quadro desde a fábrica da Giant ao Porto de Taichung (referido na fase de produção), seguidamente com a travessia fluvial até ao Porto de Den Helder e posteriormente do armazém da Giant (em Den Helder) até à plataforma logística de Lisboa Norte no Carregado (local considerado para a fase de armazenamento). As referidas distâncias foram calculadas com recurso a um *website* de simulação de rotas marítimas e do *software* Google Maps, conforme as figuras abaixo (Ports.com, 2018b).



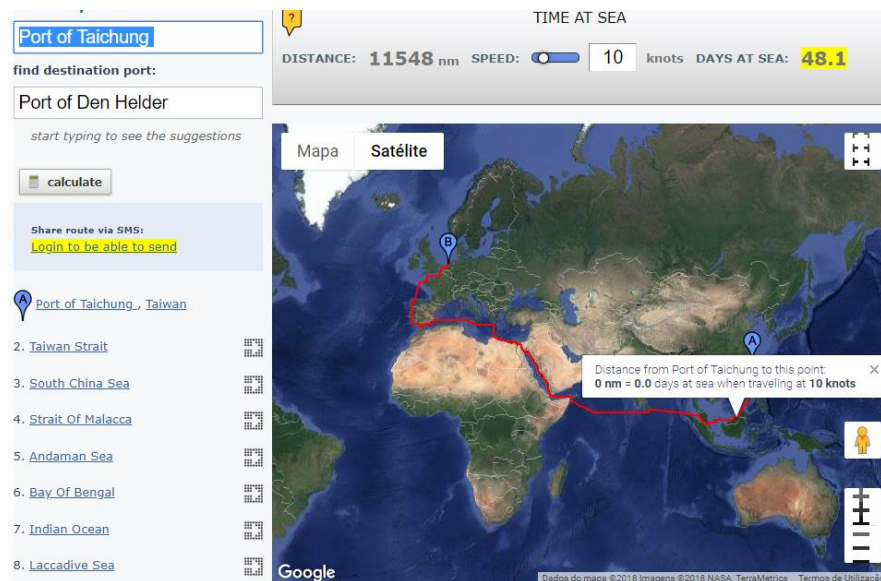


Figura 3.16 - Simulação da travessia fluvial desde o Porto de Taichung (China) até ao Porto de Den Helder (Holanda) (Ports.com, 2018b).

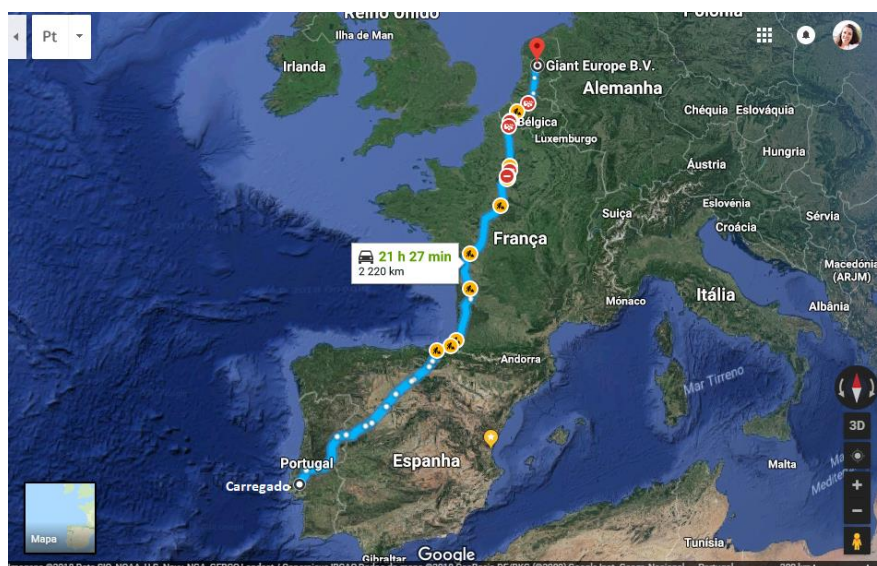


Figura 3.17 - Distância desde o armazém central da Giant Europa (Den Helder, Holanda) até à Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps).

As restantes etapas do fim-de-vida neste cenário (após a utilização), foram consideradas idênticas ao cenário da produção de quadros de aço em Portugal.

### Alumínio

Na figura abaixo pode-se observar o diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em alumínio, o qual serviu de base para análise do ciclo de vida deste produto.

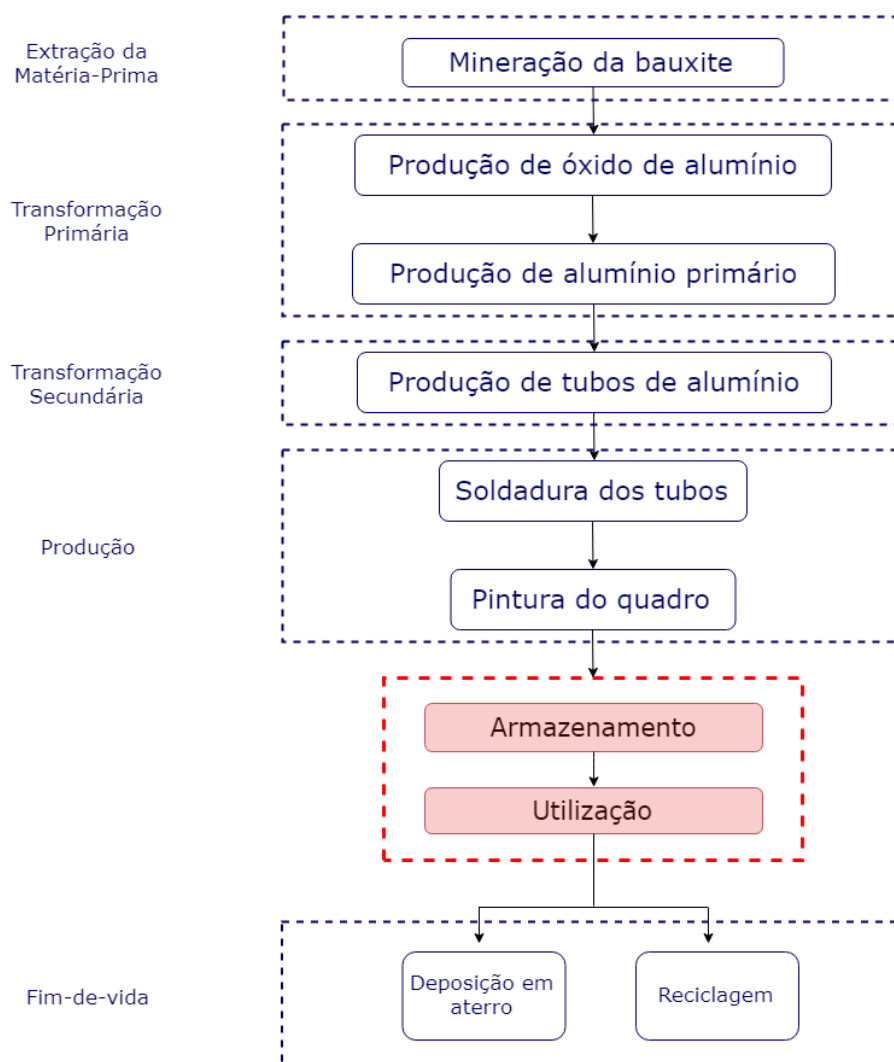


Figura 3.18 - Diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em alumínio.

i. Extração da matéria-prima

O ciclo de vida da produção de um quadro de bicicleta em alumínio inicia com a extração de minério de bauxite. Neste caso, inicia com a remoção da rocha que cobre um *site* de rico em bauxite. O solo superficial reutilizável é normalmente armazenado para posterior restauração da mina. Foram contempladas as atividades de extração de bauxite da mina, atividades de beneficiação tais como lavagens, filtrações ou secagens. Foram também contabilizadas as atividades de tratamento dos resíduos da mina e atividades de restauração tais como peneira, reconstituição e reflorestação. A atividade termina com o transporte do hidróxido de alumínio até à refinaria (Ecoinvent Centre, 2017b).

ii. Transformação primária

Esta fase inicia com a descarga dos materiais necessários nas zonas de armazém adjacentes. O alumínio fundido produzido a partir do processo eletrolítico é retirado das células de redução, pesado, amostrado e analisado antes de ser despejado num forno de espera e aquecido a aproximadamente a 750 °C usando gás natural como combustível. Elementos de liga, tais como magnésio, silício e

mangânês, para resistência adicional, resistência à corrosão e outras propriedades, são adicionados ao alumínio. Durante o carregamento e preparação do forno, a escória de alumínio (uma fase líquida ou sólida espessa) se forma na superfície do alumínio fundido. Esta mistura de óxidos de alumínio é refundida para recuperar o alumínio que de outra forma seria perdido. A análise metalúrgica verifica se o metal atende às especificações do cliente antes que o alumínio fundido (ou puro, não ligado) seja fundido em produtos de dimensões específicas, antes de ser pesado, empacotado e amarrado pronto para o transporte (Ecoinvent Centre, 2017a).

Relativamente a processos, inclui o pré-tratamento do metal fundido, a recuperação e manuseamento de sucata resultante de processos internos, operações de tratamento e fundição de metal, atividades de homogeneização, serra e empacotamento, manutenção e reparação de equipamentos da fábrica, tratamento de ar, líquidos e sólidos de processamento, produção de infraestruturas também se encontra contemplado. Esta fase termina com a produção de lingotes de alumínio empacotados (Ecoinvent Centre, 2017a).

### iii. Transformação secundária

Nesta fase ocorre a transformação do alumínio primário em tubos, sendo que o alumínio aquecido é forçado através de uma ou mais matrizes sob extrema força para produzir a forma desejada. Um grande número de formas diferentes e, portanto, possíveis aplicações, podem ser conseguidas por extrusão de alumínio. Todas as etapas do processo, que podem ser atribuídas à semi-fabricação (serra, escalpelamento, pré-aquecimento, extrusão, esticamento, serra, envelhecimento e embalagem), estão incluídas. Contempla também a quantidade de sucata perdida nos resíduos, sendo equilibrada como entrada de alumínio primário. Inclui o transporte dos materiais para a fábrica, mas não inclui o transporte do produto para o cliente (Ecoinvent Centre, 2017i).

### iv. Produção

#### Em Portugal

A fase de produção (no caso de a mesma se realizar em Portugal) inicia com o transporte dos tubos de alumínio desde a empresa de produção na Noruega até à fábrica em análise em Águeda, no Distrito de Aveiro. Considerou-se a fábrica da Hydro Aluminium representada na figura abaixo, dado que a Noruega constitui o maior produtor de alumínio da Europa e a referida empresa também constituiu o maior produtor (Bloomberg, 2018)(Hydro, 2016)(Hydro, 2017). Assim, foi calculada a distância entre as duas fábricas com recurso ao *Software* Google Maps.



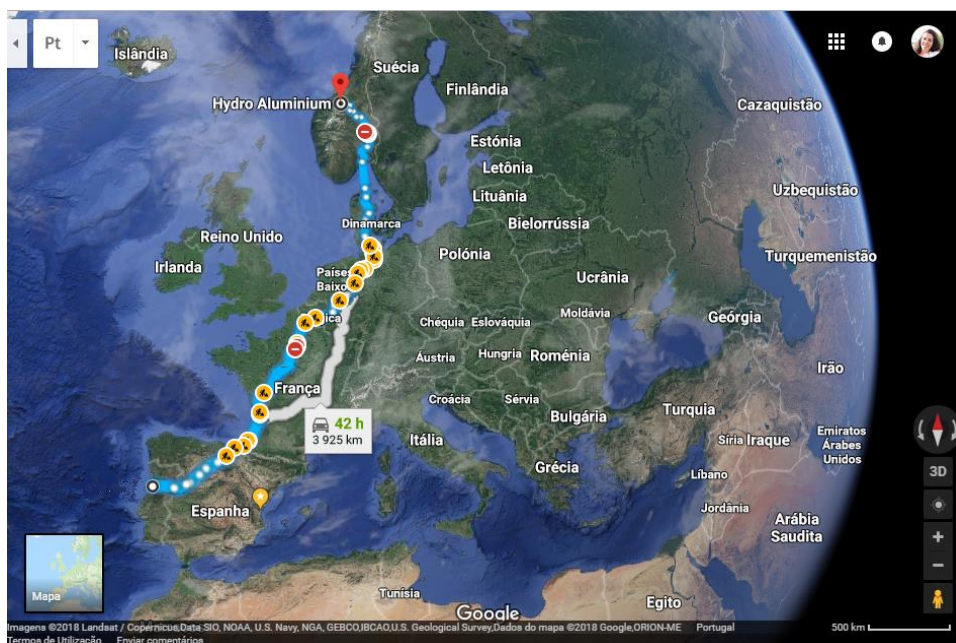


Figura 3.19 - Distância de caminhão entre a fábrica de produção de tubos de alumínio (Noruega) e a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda, Aveiro (Google Maps).

Já na fábrica de produção de quadros de bicicleta, foram considerados os processos de soldadura dos tubos, bem como a pintura do quadro, considerando todos os processos de produção da mesma.

### Em Taiwan

No caso de a produção ter lugar em Taiwan, o transporte dos tubos de alumínio até à fábrica da Giant em Taichung inicia na fábrica da China Hongquiao Group, na China. Considerou-se a China o maior produtor de aço em termos mundiais, sendo a China Hongquiao Group a maior empresa (UC RUSAL, 2015). Assim, foi calculada a distância entre a fábrica da China Hongquiao Group e o Porto de Fucheu com recurso ao *Software Google Maps*, conforme a figura abaixo.

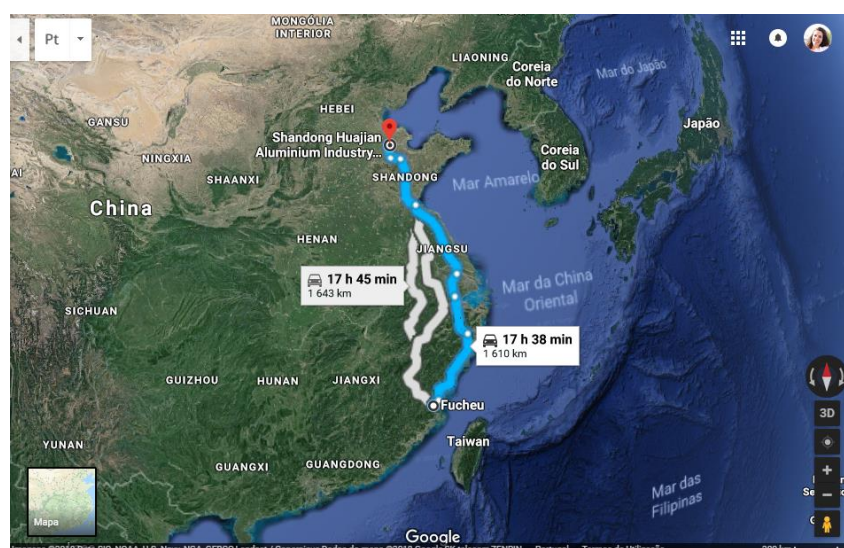


Figura 3.20 - Distância de caminhão desde a fábrica da China Hongquiao Group até ao Terminal Fluvial de Fucheu.

A restante travessia do Porto de Fucheu até à fábrica da Giant em Taichung foi considerada idêntica à já descrita no processo produtivo do quadro de aço. Já na fábrica de produção de quadros de bicicleta, foram considerados os processos de soldadura dos tubos, bem como a pintura do quadro, considerando todos os processos de produção da mesma.

v. Fim-de-vida

No caso do quadro de alumínio foi considerado apenas a reciclagem como fim-de-vida tanto para o cenário da produção em Portugal como em Taiwan. Esta decisão deve-se ao facto de não existir a possibilidade de aterrar ou incinerar alumínio na base de dados ecoinvent v3.4.

Considerando produção em Portugal

Neste caso, esta fase inicia com o transporte do quadro desde a fábrica até à plataforma logística de Lisboa Norte no Carregado (local considerado para a fase de armazenamento). A referida distância foi calculada com recurso ao software *Google Maps*, conforme a figura abaixo.

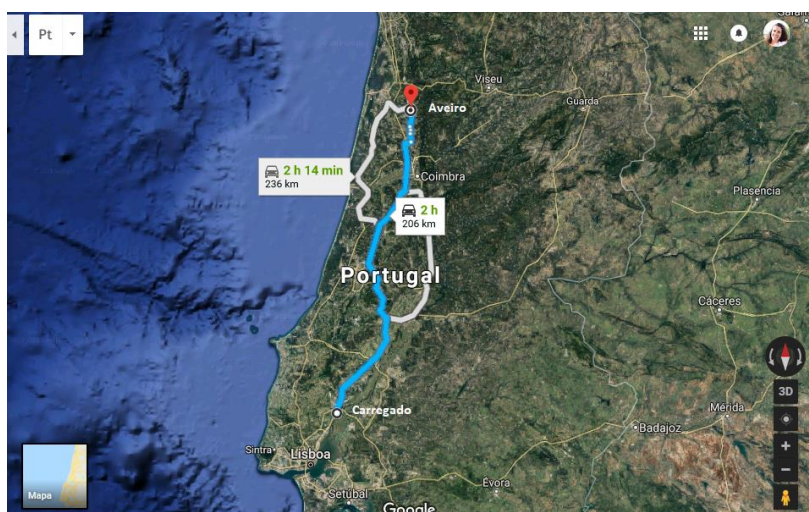


Figura 3.21 - Distância entre a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda e a Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps).

No caso do cenário de reciclagem, assumindo que a pessoa reside na região do Marquês de Pombal e vai depositar o quadro de bicicleta no Centro de Triagem e Ecocentro (CTE) do Lumiar, novamente com recurso ao *software* Google Maps foi calculada a referida rota de automóvel. A figura abaixo ilustra a referida travessia.

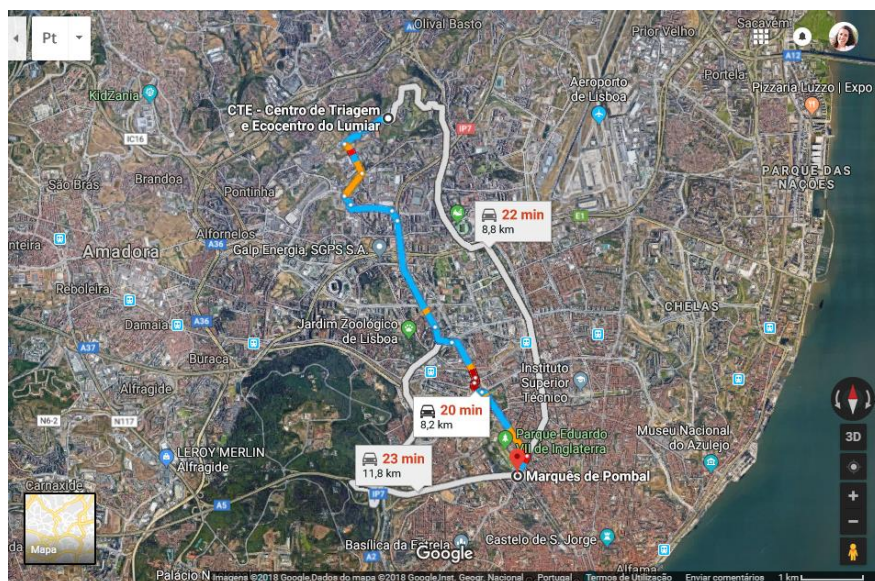


Figura 3.22 - Distância entre a zona do Marquês de Pombal e o CTE do Lumiar (Google Maps).

Nesta análise foi contemplada a recolha e processamento de sucata de alumínio para reciclagem e posterior re-introdução no sistema. A preparação da sucata começa com a recolha de sucata de alumínio pós-consumo. Esta sucata pode vir de fontes muito diversas, como por exemplo motores, latas de bebidas usadas, caixilharia, quadros de bicicleta, etc. As atividades reais associadas à preparação de sucata dependerão da natureza do refugo e podem incluir trituração, afundamento e flutuação, corte e empacotamento, secagem e remoção de óleo, desobstrução, desmantelamento (Ecoinvent Centre, 2017k).

#### Considerando produção em Taiwan

Para o cenário da produção em Taiwan, esta fase inicia com o transporte do quadro desde a fábrica da Giant ao Porto de Taichung (referido na fase de produção), seguidamente com a travessia fluvial até ao Porto de Den Helder e posteriormente do armazém da Giant (em Den Helder) até à plataforma logística de Lisboa Norte no Carregado (local considerado para a fase de armazenamento). As referidas distâncias foram calculadas com recurso a um *website* de simulação de rotas marítimas e do *software* *Google Maps*, conforme as figuras abaixo (Ports.com, 2018b).



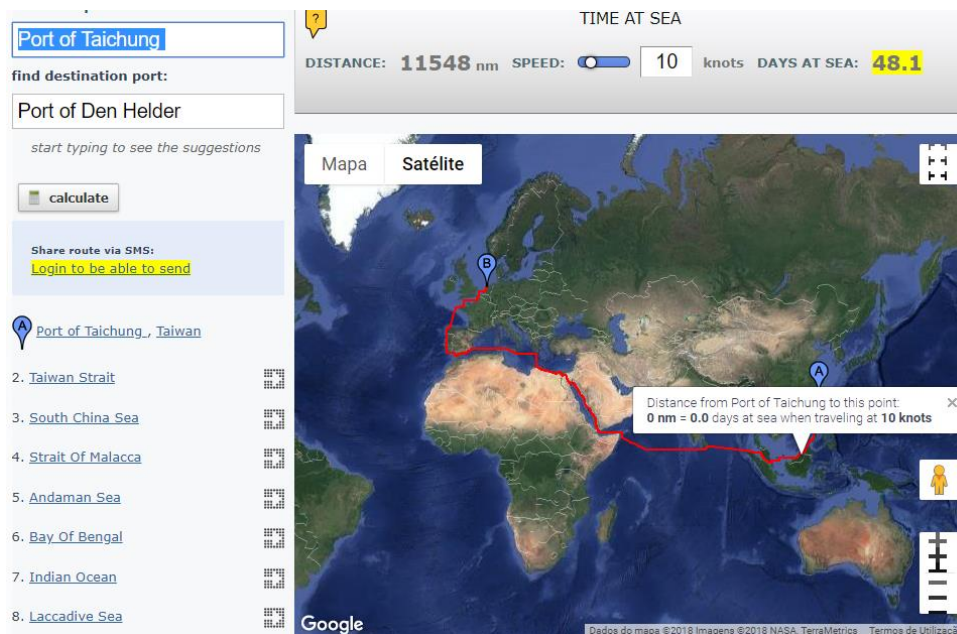


Figura 3.23 - Simulação da travessia fluvial desde o Porto de Taichung (China) até ao Porto de Den Helder (Holanda) (Ports.com, 2018b).

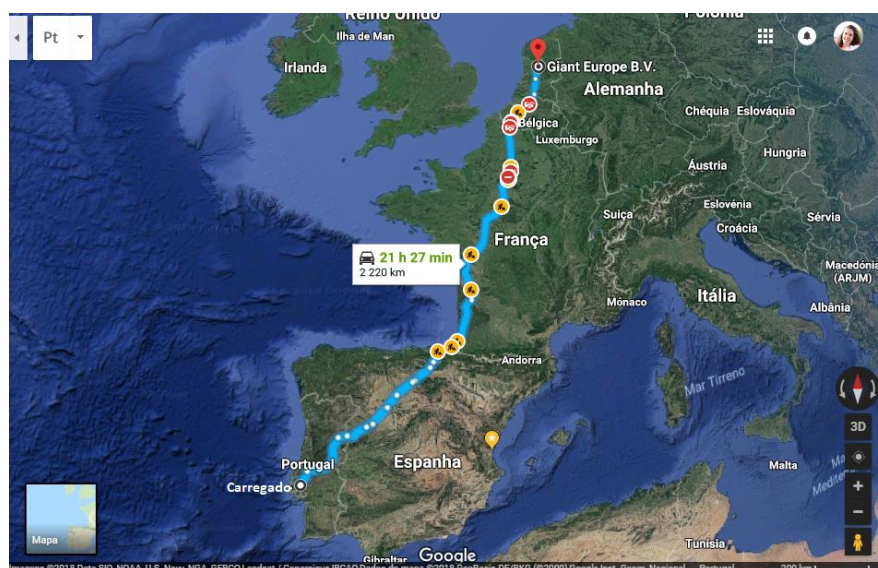


Figura 3.24 - Distância desde o armazém central da Giant Europa (Den Helder, Holanda) até à Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps).

As restantes etapas do fim-de-vida neste cenário (após a utilização), foram consideradas idênticas ao cenário da produção de quadros de alumínio em Portugal.

### Fibra de carbono

Na figura abaixo pode-se observar o diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em fibra de carbono, o qual serviu de base para análise do ciclo de vida deste produto.

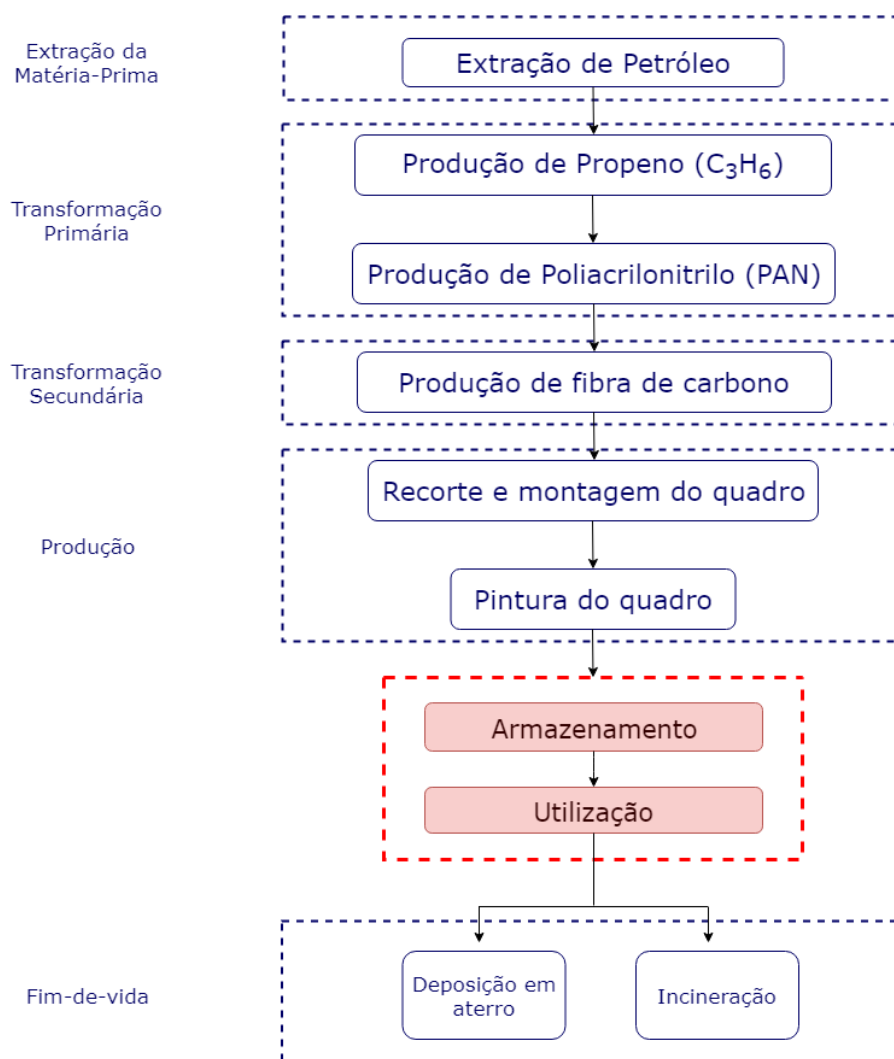


Figura 3.25 - Diagrama do sistema de produto de um quadro de bicicleta em fibra de carbono.

#### i. Extração da matéria-prima

O ciclo de vida da produção de um quadro de bicicleta em fibra de carbono inicia com a exploração e produção de petróleo. De seguida é contemplado o transporte de todos os *inputs* para a fábrica onde ocorre a produção do propileno ( $C_3H_6$ ), bem como o processo produtivo do mesmo (Ecoinvent Centre, 2017h).

#### ii. Transformação primária

Nesta fase ocorre a produção do Poliacrilonitrilo (PAN) através do processo Sohio, onde são contemplados todos os materiais, utilização de energia, infraestrutura e emissões associados, bem como os transportes inerentes a este processo produtivo (Ecoinvent Centre, 2017j).

### iii. Transformação secundária

Nesta fase ocorre a produção da fibra de carbono, que devido a inexistência deste processo naecoinvent v3.4 foi considerada a produção da fibra de vidro. Foi considerado o processo todo *gate-to-gate* da produção da fibra de vidro (Ecoinvent Centre, 2017d).

### iv. Produção

#### Em Portugal

A fase de produção (no caso de a mesma se realizar em Portugal) inicia com o transporte dos rolos de fibra de carbono desde a empresa de produção no Barreiro até à fábrica em análise em Águeda, no Distrito de Aveiro. Considerou-se a fábrica da SGL Group, The Carbon Company no Parque Empresarial da Quimiparque no Barreiro representada na figura abaixo, dado que a empresa constitui o maior produtor de compósitos de fibra de carbono da Europa e nesta fábrica ocorre a produção de compósitos de PAN (Composites World, 2016)(SGL GROUP, 2018). Assim, foi calculada a distância entre as duas fábricas com recurso ao *Software Google Maps*.

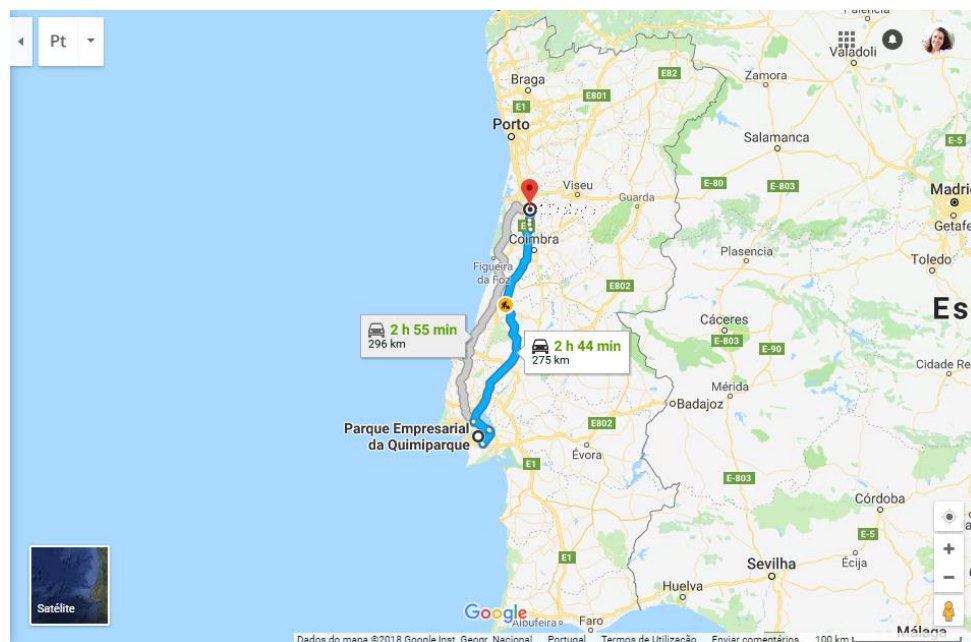


Figura 3.26 - Distância entre a fábrica da SGL no Parque Empresarial da Quimiparque e a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda, Aveiro (Google Maps).

Já na fábrica de produção de quadros de bicicleta, foram considerados os processos de inventário *gate-to-gate* para a moldagem manual de fibra de vidro com resina de poliéster, bem como a pintura do quadro, considerando todos os processos de produção da mesma (Ecoinvent Centre, 2017e).

#### Em Taiwan

No caso de a produção ter lugar em Taiwan, o transporte dos rolos de fibra de carbono até à fábrica da Giant em Taichung inicia na fábrica da Toray, no Japão. Considerou-se o Japão o maior produtor de



fibra de carbono em termos mundiais, sendo a Toray a maior empresa (Composites World, 2016)(Toray, 2017). Assim, foi calculada a distância entre a fábrica da Toray e o Porto de Matsue, no Japão com recurso ao *Software Google Maps*, conforme a figura abaixo.

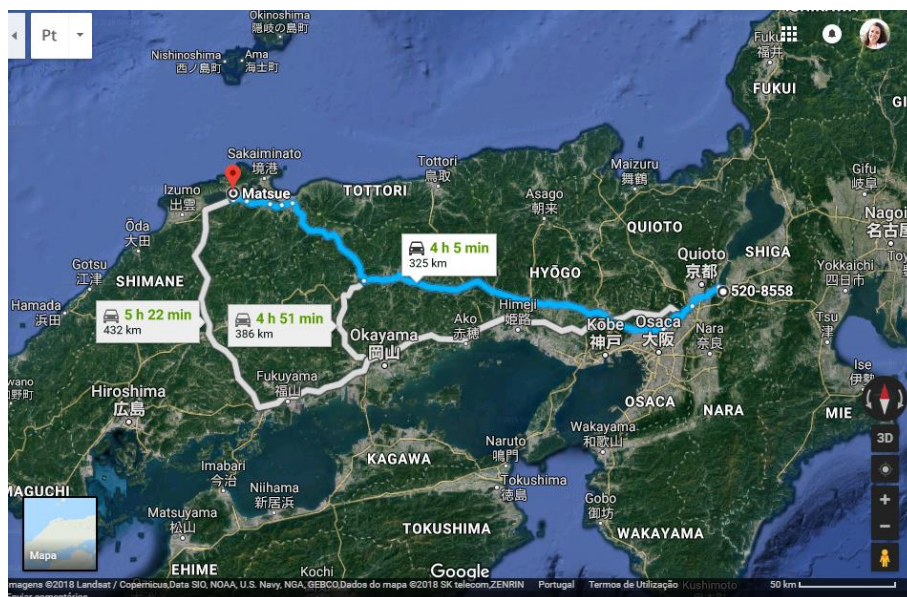


Figura 3.27 - Distância entre a fábrica da Toray e o Porto de Matsue, no Japão (Google Maps).

De seguida, recorreu-se a um *website* de simulação de rotas marítimas para simular o transporte fluvial entre o terminal fluvial de Matsue (Japão) e o terminal fluvial de Taichung (Taiwan), conforme se pode verificar na figura abaixo (Ports.com, 2018a).

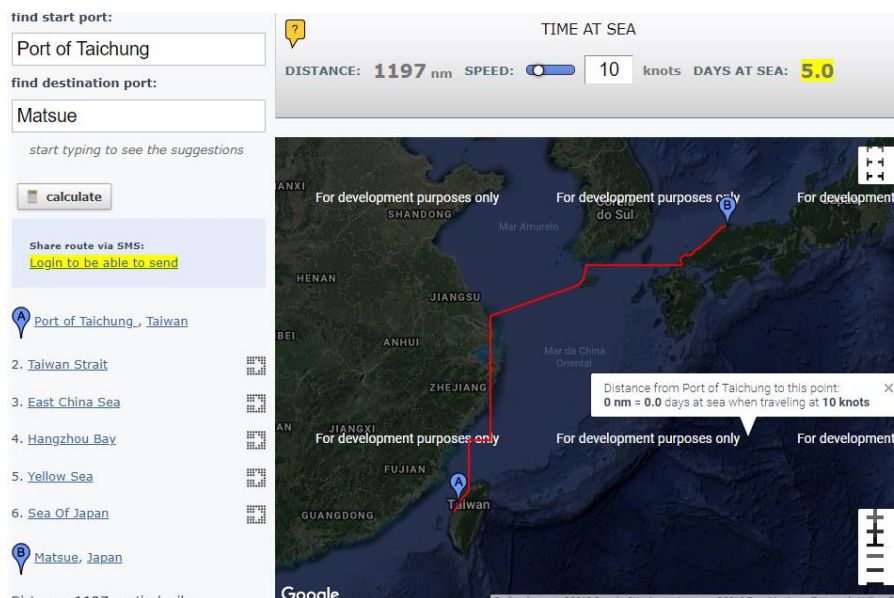


Figura 3.28 - Distância entre o terminal fluvial de Matsue (Japão) e o terminal fluvial de Taichung (Taiwan) (Ports.com, 2018a).

Seguidamente, foi calculada novamente com recurso ao software Google Maps, a distância entre o Porto de Taichung (Taiwan) e a fábrica da Giant (Taichung, Taiwan), como se pode verificar na figura abaixo.

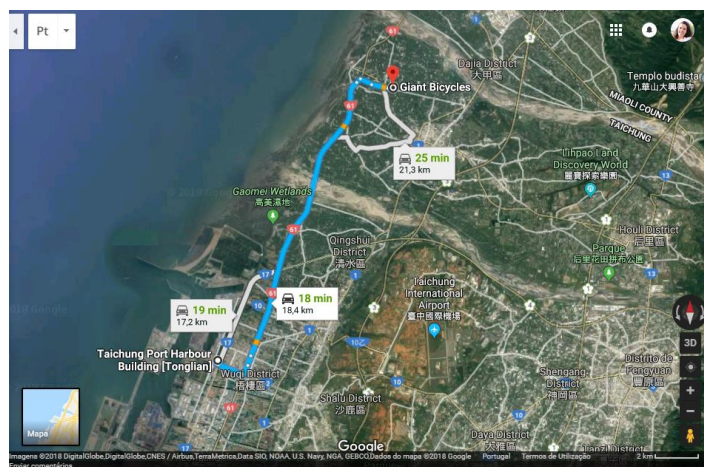


Figura 3.29 - Distância entre o Terminal fluvial de Taichung e a fábrica da Giant em Taichung (Google Maps).

Já na fábrica de produção de quadros de bicicleta, foram considerados os processos de inventário *gate-to-gate* para a moldagem manual de fibra de vidro com resina de poliéster, bem como a pintura do quadro, considerando todos os processos de produção da mesma (Ecoinvent Centre, 2017e)

#### v. Fim-de-vida

No caso do quadro de fibra de carbono foram considerados dois fins-de-vida para a produção em Portugal, nomeadamente a deposição em aterro e a incineração e um fim-de-vida para a produção em Taiwan, neste caso a reciclagem.

#### Considerando produção em Portugal

Neste caso, para ambos os cenários esta fase inicia com o transporte do quadro desde a fábrica até à plataforma logística de Lisboa Norte no Carregado (local considerado para a fase de armazenamento). A referida distância foi calculada com recurso ao software *Google Maps*, conforme a figura abaixo.



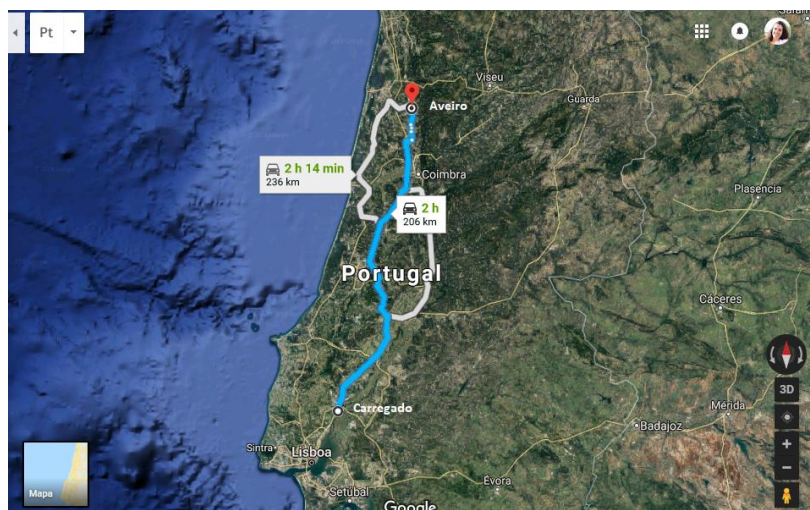


Figura 3.30 - Distância entre a fábrica de produção de quadros de bicicleta em Águeda e a Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps).

No cenário de deposição em aterro, foi considerado que o utilizador deposita o quadro de bicicleta na zona do Marquês de Pombal e foi contemplada a recolha do resíduo pelos serviços municipalizados e considerada a rota até ao aterro da AMARSUL no Seixal, com recurso ao *software* Google Maps. A figura abaixo ilustra a referida rota de camião.

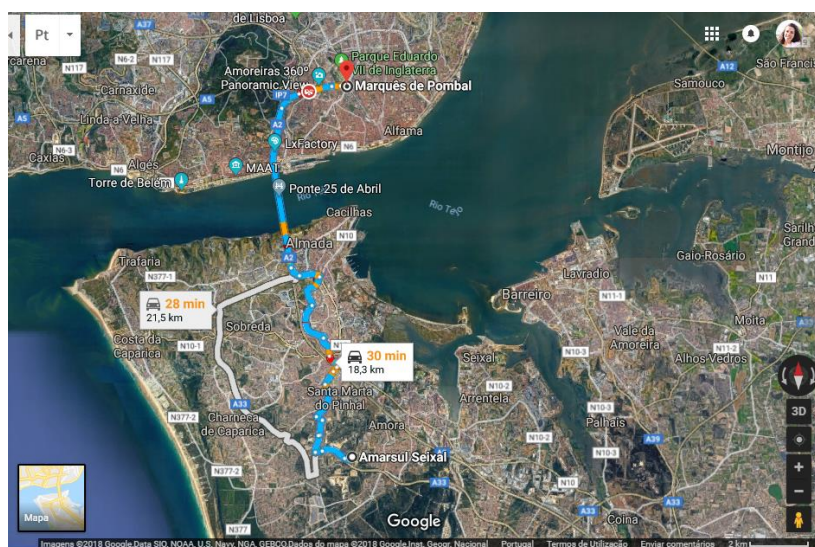


Figura 3.31 - Distância entre o Marquês de Pombal e o aterro da AMARSUL no Seixal (Google Maps).

Nesta análise foi contemplada a recolha deposição de polipropileno em aterro, tendo sido consideradas as emissões de curto prazo específicas dos resíduos para a atmosfera, via incineração de gás de aterro e lixiviados de aterro. Fardos de tratamento de lixiviado de curto prazo (0-100a) na estação de tratamento de águas residuais (incluindo a eliminação de lamas de ETAR para o incinerador municipal). Emissões a longo prazo do aterro para a água subterrânea (após falha do revestimento da base) (Ecoinvent Centre, 2017m).

No caso do cenário de incineração, foi novamente considerado que o utilizador reside na zona do Marquês de Pombal e o deposita nessa zona. Foi calculado a distância através do *software* Google Maps até à central de tratamento de resíduos onde o mesmo foi incinerado, tendo sido consideradas as emissões de curto prazo específicas do lixo para a água do lixiviado emissões de longo prazo do aterro para a água subterrânea (Ecoinvent Centre, 2017l).

### Considerando produção em Taiwan

Para o cenário da produção em Taiwan, esta fase inicia com o transporte do quadro desde a fábrica da Giant ao Porto de Taichung (referido na fase de produção), seguidamente com a travessia fluvial até ao Porto de Den Helder e posteriormente do armazém da Giant (em Den Helder) até à plataforma logística de Lisboa Norte no Carregado (local considerado para a fase de armazenamento). As referida distâncias foi calculada com recurso a um *website* de simulação de rotas marítimas e do *software* Google Maps, conforme as figuras abaixo (Ports.com, 2018b).

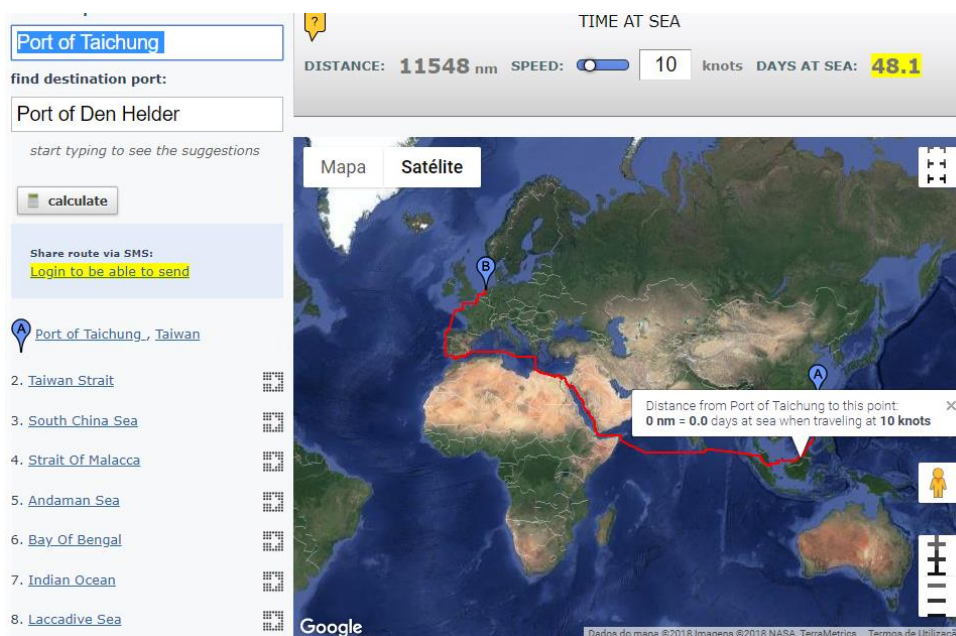


Figura 3.32 - Simulação da travessia fluvial desde o Porto de Taichung (China) até ao Porto de Den Helder (Holanda) (Ports.com, 2018b).

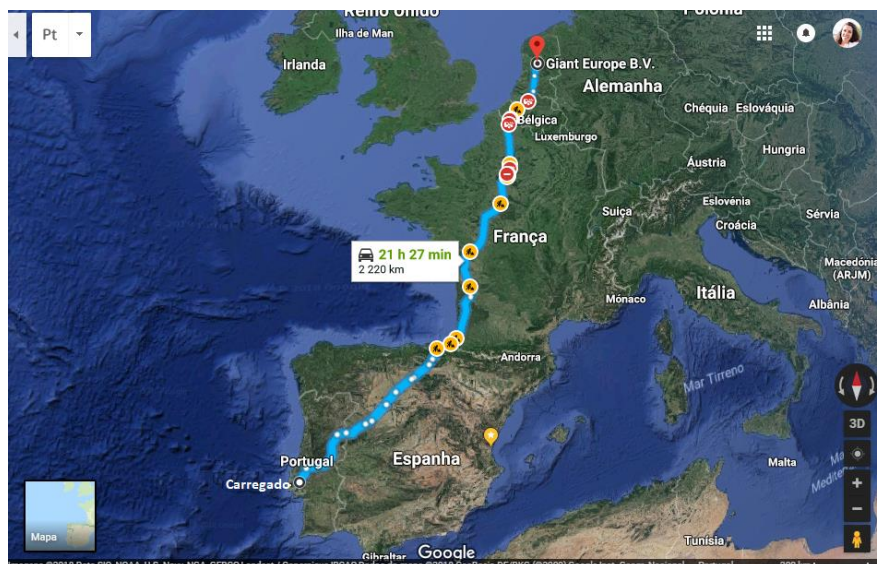


Figura 3.33 - Distância desde o armazém central da Giant Europa (Den Helder, Holanda) até à Plataforma Logística de Lisboa Norte no Carregado (Google Maps).

As restantes etapas do fim-de-vida neste cenário (após a utilização), foram consideradas idênticas ao cenário da produção de quadros de fibra de carbono em Portugal.

### c. Sistemas de produto

Foi utilizado o *software* OpenLCA para completar o Inventário do Ciclo de vida e realizar a Avaliação dos Impactes do Ciclo de Vida da produção do quadro de bicicleta. Dado que a utilização do referido *software* exige a seleção de uma base de dados de ICV, foi selecionada a base de dados ecoinvent v3.4 para o efeito. A base de dados ecoinvent Life Cycle Inventory (LCI) é muito utilizada para projetos de análise do ciclo de vida, ecodesign e informações ambientais de produtos. Desde 2003, a base de dados ecoinvent permitiu que as empresas produzissem os seus produtos mais em harmonia com o ambiente, permitiu também que os decisores políticos implementassem novas políticas e os consumidores adotassem um comportamento mais ecológico. Com mais de 15 000 conjuntos de dados de ICV nas áreas de fornecimento de energia, agricultura, transporte, biocombustíveis e biomateriais, produtos químicos a granel e especiais, materiais de construção, materiais de embalagem, metais básicos e preciosos, processamento de metais, TIC e produtos eletrónicos, laticínios, madeira e resíduos tratamento, a ecoinvent v3.4 é uma das maiores bases de dados internacionais de ICV (SimaPRO, 2018).

A aplicação do openLCA permitiu a construção dos sistemas de produto dos vários cenários de produção de quadros de bicicleta em análise. Nas Figuras 3.34 a 3.41 são apresentados, respetivamente, os esquemas da produção dos quadros de bicicleta em análise.

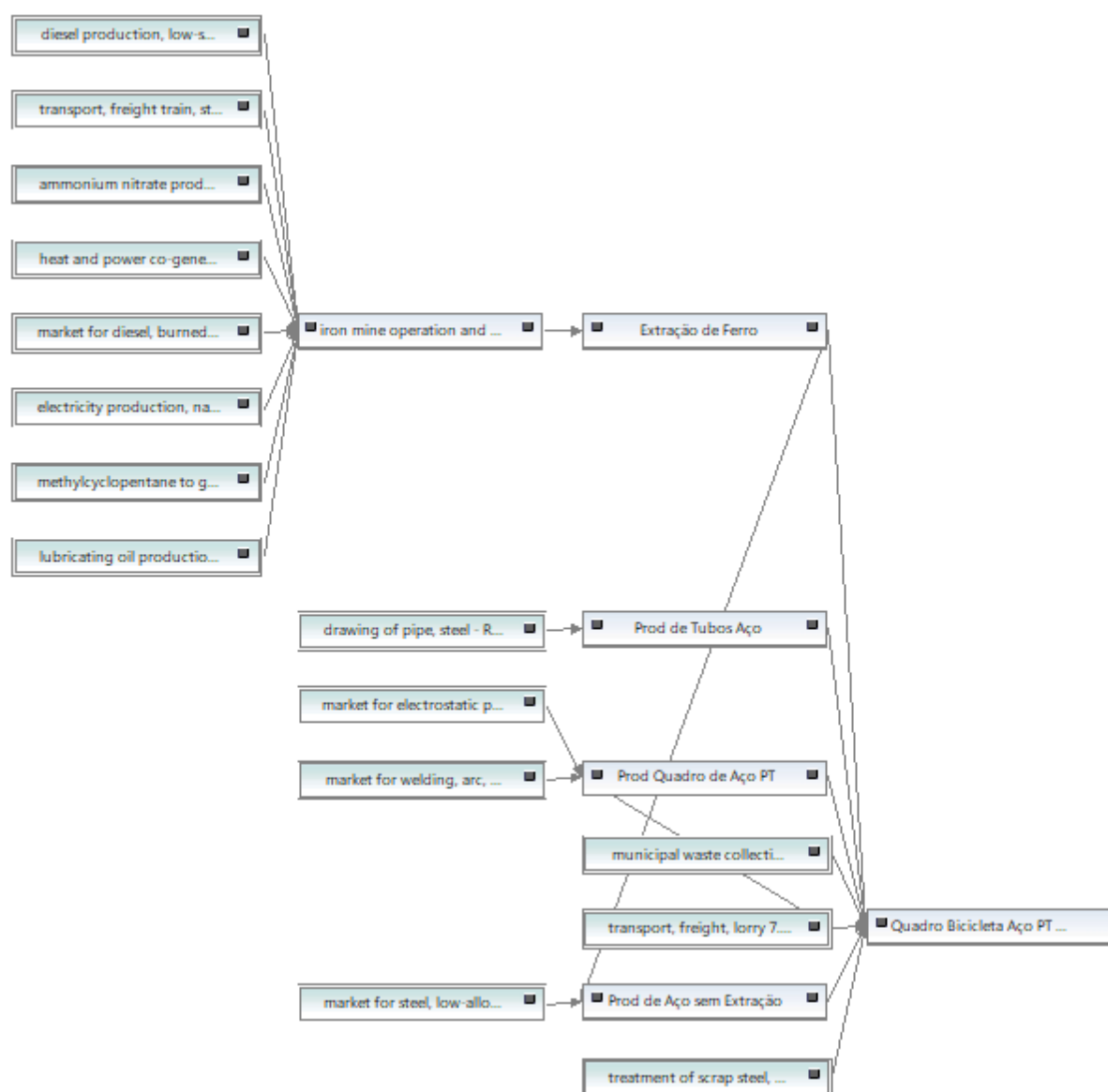


Figura 3.34 - Representação do sistema de produto do quadro de aço produzido em Portugal com fim-de-vida deposição em aterro (OpenLCA).

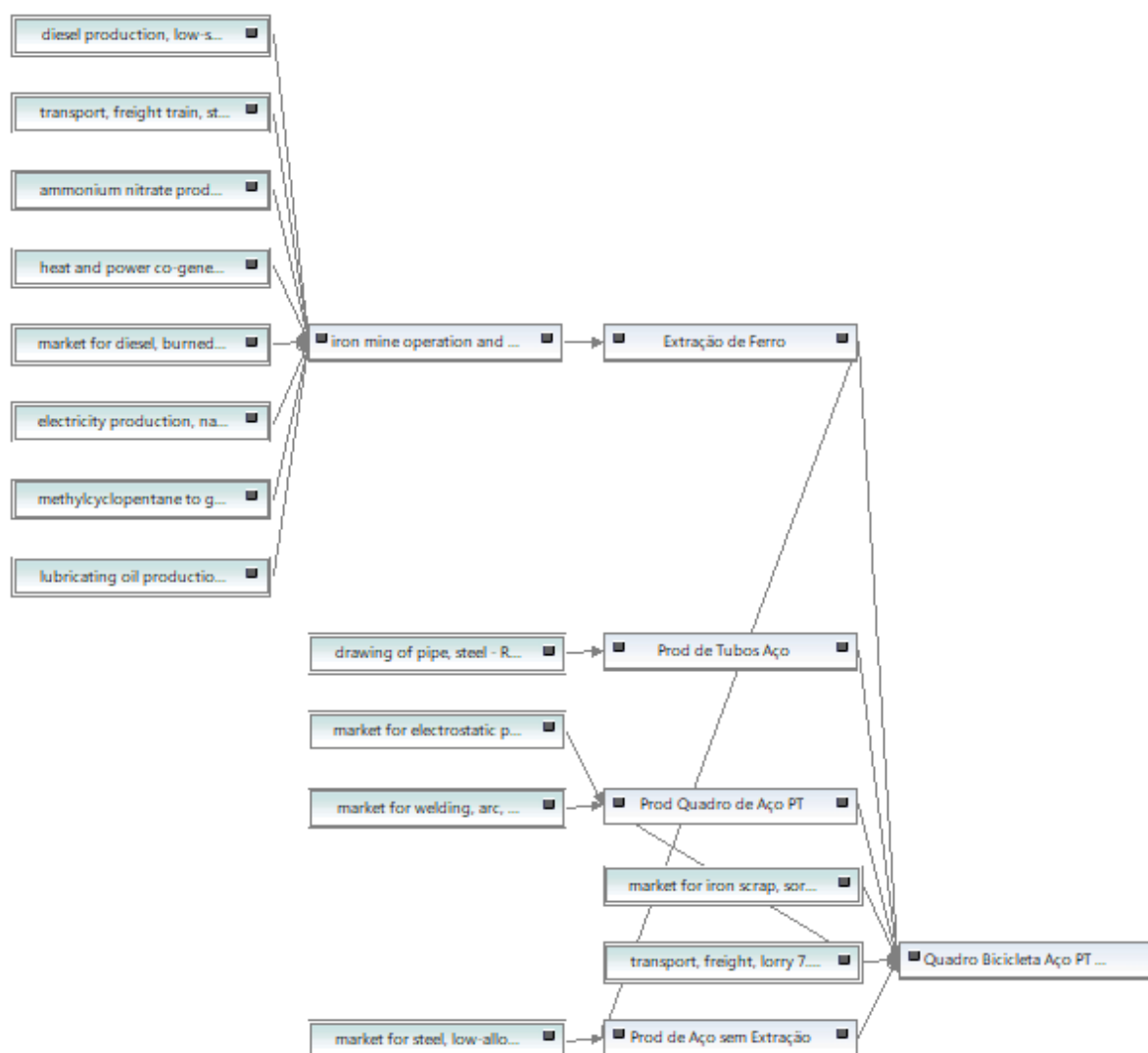


Figura 3.35 - Representação do sistema de produto do quadro de aço produzido em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).



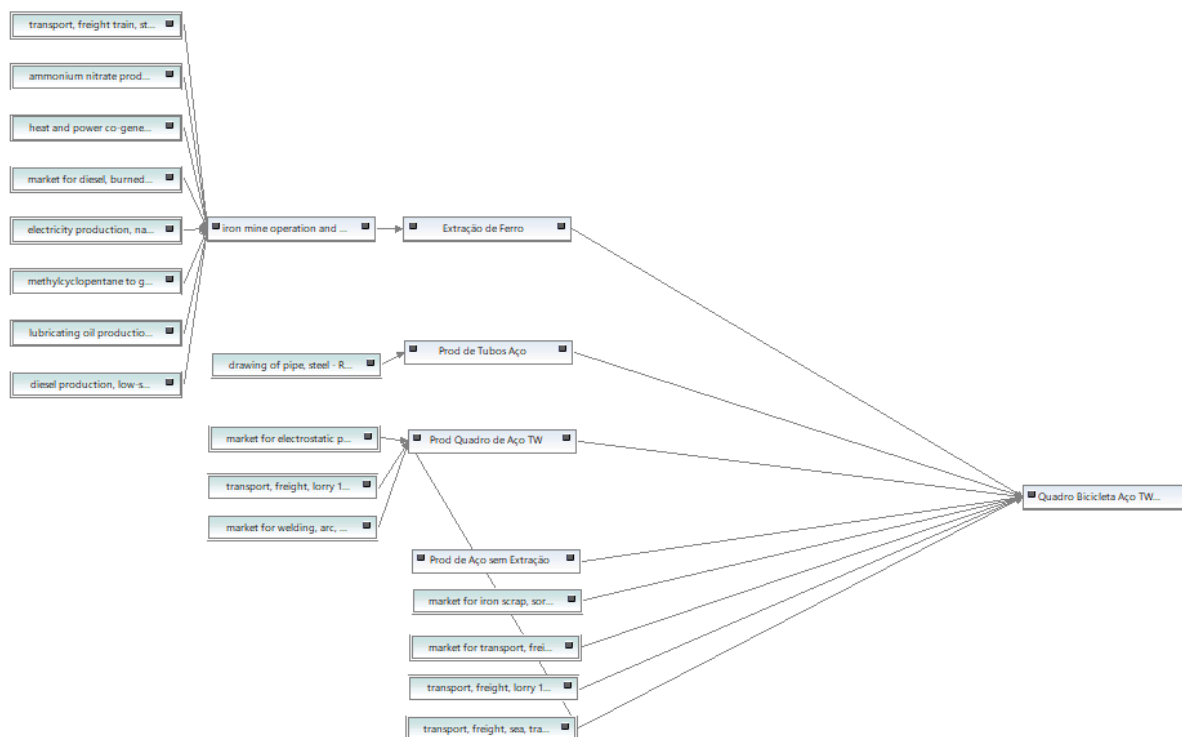


Figura 3.36 - Representação do sistema de produto do quadro de aço produzido em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

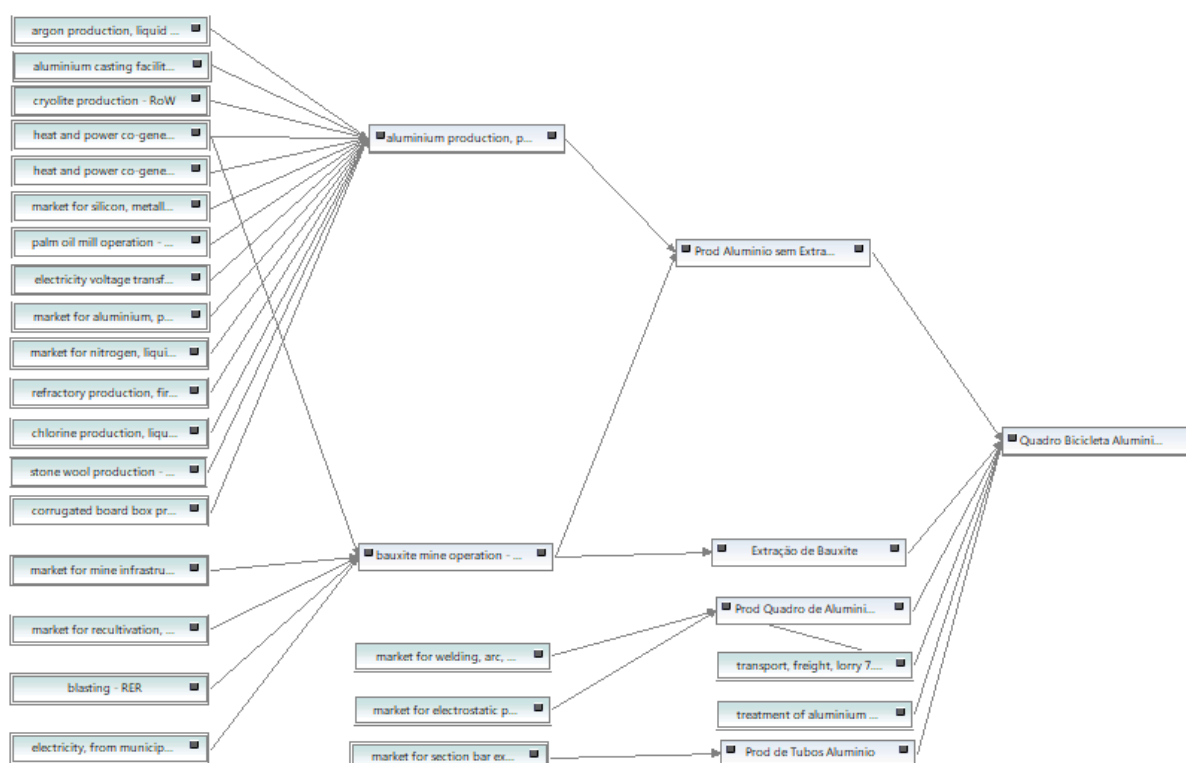


Figura 3.37 - Representação do sistema de produto do quadro de alumínio produzido em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

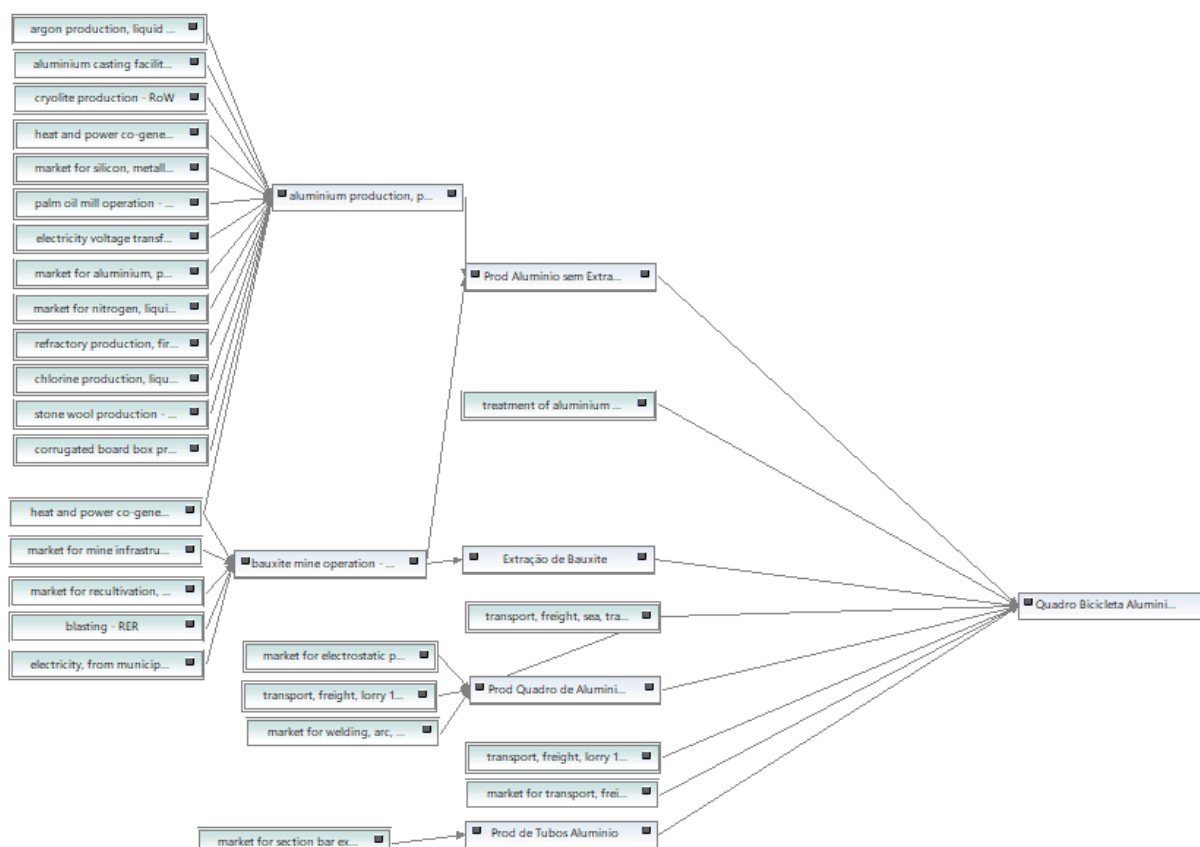


Figura 3.38 - Representação do sistema de produto do quadro de alumínio produzido em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

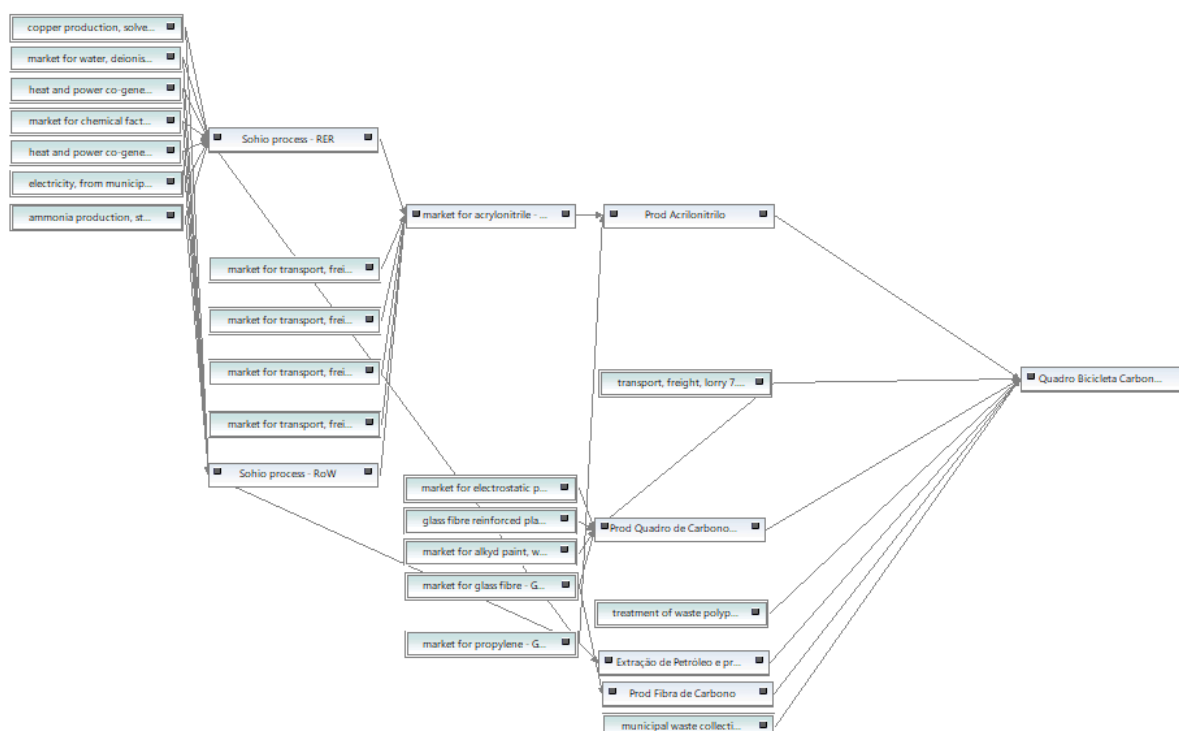


Figura 3.39 - Representação do sistema de produto do quadro de fibra de carbono produzido em Portugal com fim-de-vida deposição em aterro (OpenLCA).

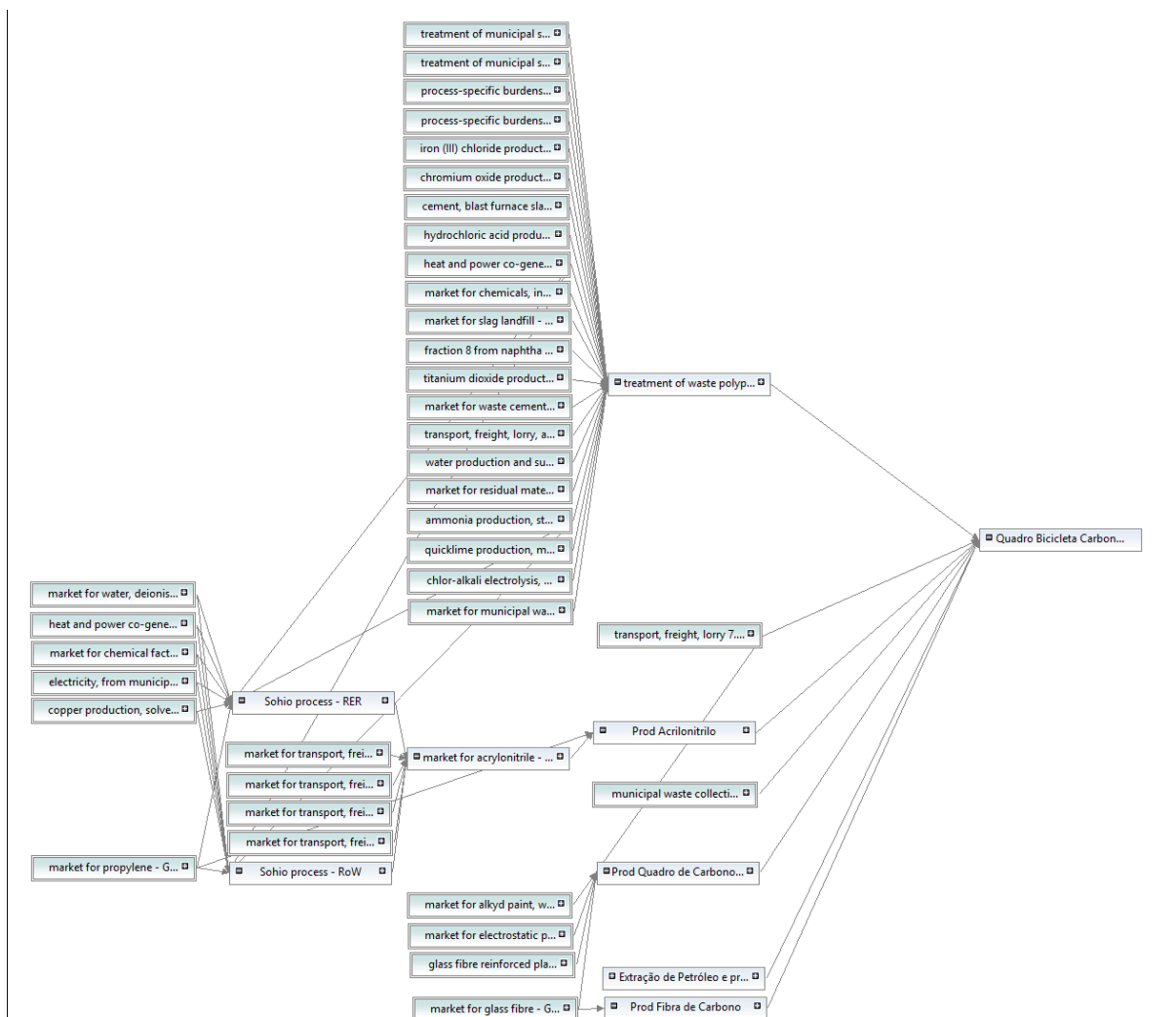


Figura 3.40 - Representação do sistema de produto do quadro de fibra de carbono produzido em Portugal com fim-de-vida incineração (OpenLCA).



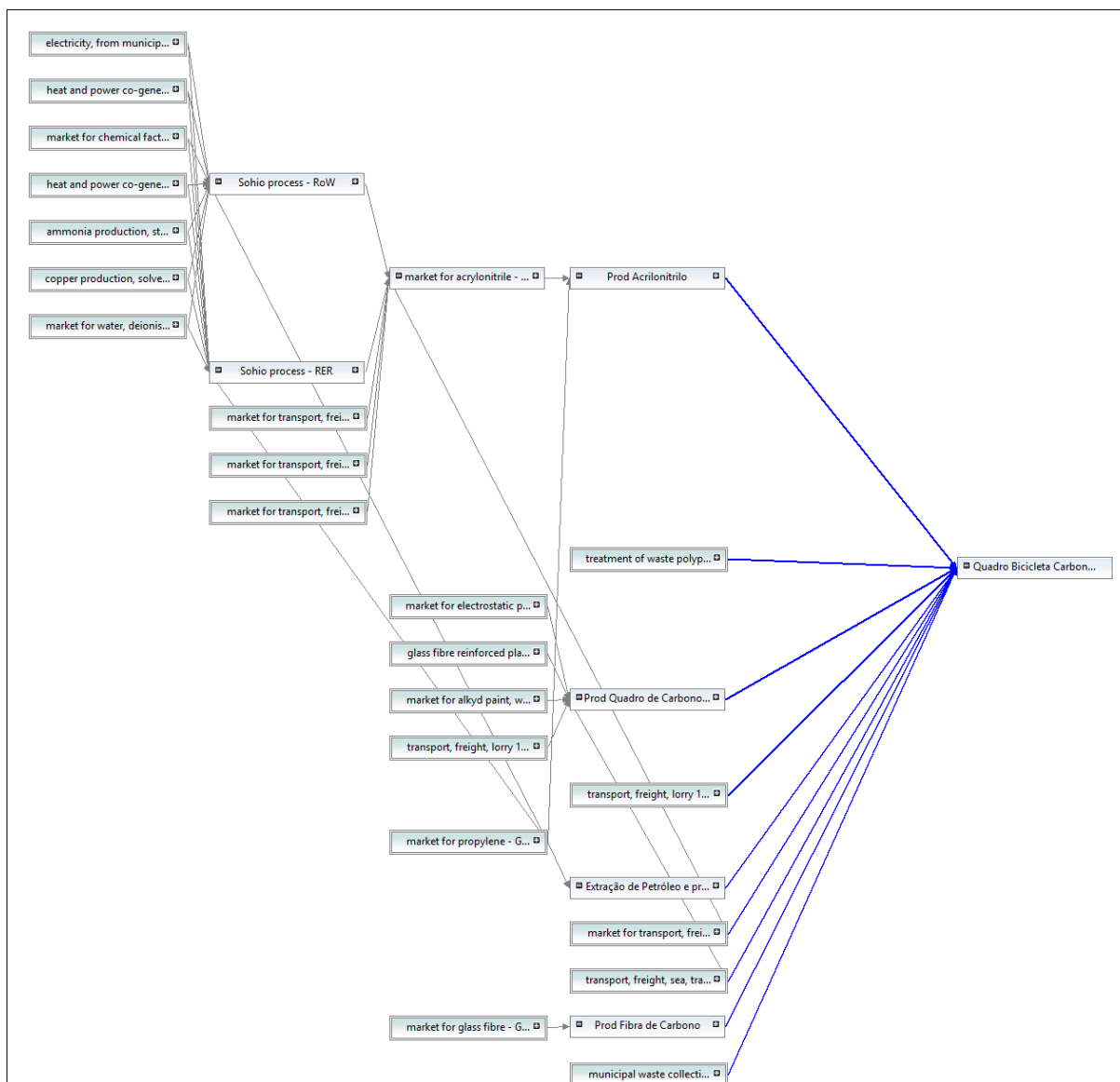


Figura 3.41 - Representação do sistema de produto do quadro de fibra de carbono produzido em Taiwan com fim-de-vida aterro (OpenLCA).

### 3.2.3 Avaliação de impacto do ciclo de vida

#### a. Seleção das categorias e indicadores de impacto e dos modelos de caracterização

Neste trabalho foi utilizado o método ILCD 2011 midpoint para analisar os indicadores de impacto. ILCD significa International Reference Life Cycle Data System e é o resultado de um projecto conduzido pelo Joint Research Centre (JRC) da Comissão Europeia que analisou várias metodologias de avaliação do impacto no ciclo de vida para chegar a um consenso sobre o método recomendado para cada tema ambiental, tanto a nível de *midpoint* como *endpoint* (Europeam Comissão, 2012).

Os modelos de caracterização recomendados e os fatores de caracterização associados na ILCD são classificados de acordo com a sua qualidade em três níveis: “Nível I” (recomendado e satisfatório), “Nível II” (recomendado mas com necessidade de algumas melhorias) ou “Nível III” (recomendado, mas para ser aplicado com cautela). Uma classificação mista (por exemplo, Nível I/II) está relacionada à aplicação do método classificado a diferentes tipos de substâncias, cujo nível de recomendação é diferenciado. O primeiro nível refere-se ao nível de recomendação do método e o segundo nível refere-se a um *downgrade* de recomendações para certos fatores de caracterização calculados com esse método (European Commission, 2012).

A tabela abaixo ilustra os indicadores de impacto deste método, bem como as respectivas unidades, método de caracterização e classificação recomendada.

Tabela 3.1 – Indicadores de Impacte método ILCD 2011 Midpoint (European Commission, 2012).

Indicador de impacto	Método de caracterização	Unidade	Classificação
Acidificação	Seppala <i>et al</i> 2006, Posch <i>et al</i> (2008)	molc H <sup>+</sup> eq	II
Alterações Climáticas	GWP100; IPPC2007	kg CO <sub>2</sub> eq	I
Ecotox. para sistemas dulçaquícolas	USEtox	CTUe	II/III
Eutrofização em sistemas dulçaquícolas	ReCiPe2008	kg P eq	II
Toxicidade humana, efeitos cancerígenos	USEtox	CTUh	II/III
Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos	USEtox	CTUh	II/III
Radiação Ionizante - ecossistema	Garnier-Laplace <i>et al</i> (2008)	CTUe	interim
Radiação ionizante - saúde humana	Frischknecht <i>et al.</i> (2000)	kBq U235 eq	II
Uso do solo	Mila i Canals	kg C deficit	III
Eutrofização em sistemas marinhos	ReCiPe2008	kg N eq	II
Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis	Van Oers <i>et al</i> (2002)	kg Sb eq	II
Depleção da camada do ozono	ODP; WMO1999	kg CFC-11 eq	I
Partículas PM <sub>2.5</sub>	Rabl and Spadaro (2004) and Greco <i>et al</i> (2007)	kg PM <sub>2.5</sub> eq	I
Formação de ozono fotoquímico	Van Zelm <i>et al.</i> (2008)	kg NMVOC eq	II
Eutrofização terrestre	Seppala <i>et al.</i> 2006, Posch <i>et al</i> 2008	molc N eq	II

Indicador de impacto	Método de caracterização	Unidade	Classificação
	ILCD2011;		
Depleção de recursos marinhos	Swiss Ecoscarcity2006	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq	III

b. Normalização dos resultados

O método de impacto ILCD midpoint+ inclui conjuntos de dados que permitem a normalização dos resultados obtidos para cada categoria de impacto. Na presente dissertação foi considerada a metodologia EC-JRC Global e ponderação de agregação segundo a tabela abaixo (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Tabela 3.2 – Fatores de normalização e ponderação dos indicadores de impacto da metodologia EC-JRC Global.

Indicador de impacto	Fator de normalização	Fator de ponderação
<b>Acidificação</b>	5,61E+01	0,067
<b>Alterações Climáticas</b>	7,07E+03	0,067
<b>Ecotox. para sistemas dulçaquícolas</b>	3,74E+03	0,067
<b>Eutrofização em sistemas dulçaquícolas</b>	6,54E+00	0,067
<b>Toxicidade humana, efeitos cancerígenos</b>	1,24E-05	0,067
<b>Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos</b>	1,55E-04	0,067
<b>Radiação Ionizante - ecossistema</b>	0,00E+00	0,000
<b>Radiação ionizante - saúde humana</b>	2,41E+02	0,067
<b>Uso do solo</b>	5,20E+06	0,067
<b>Eutrofização em sistemas marinhos</b>	3,04E+01	0,067
<b>Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis</b>	1,93E-01	0,067
<b>Depleção da camada do ozono</b>	1,22E-02	0,067
<b>Partículas PM2.5</b>	5,07E+00	0,067
<b>Formação de ozono fotoquímico</b>	4,53E+01	0,067
<b>Eutrofização terrestre</b>	1,64E+02	0,067
<b>Depleção de recursos marinhos</b>	6,89E+01	0,067

## 4 Resultados e Discussão

Neste capítulo são apresentados os principais resultados de ICV e AICV do processo de produção de quadros de bicicleta de aço, alumínio e fibra de carbono, sendo que o inventário completo com todos os processos considerados para cada cenário pode ser consultado no Anexo III. No subcapítulo 4.1 é feita uma análise comparativa entre todos os cenários para cada uma das categorias de impacto calculadas no software OpenLCA segundo o método ILCD 2011 Midpoint. Posteriormente, no subcapítulo 4.2 são feitas várias comparações entre cenários com vista a retirada de conclusões acerca do tipo de quadro que apresenta melhor desempenho ambiental.

### 4.1 Análise dos Indicadores de Impacte

De seguida serão analisados individualmente os resultados obtidos em cada cenário para cada um dos indicadores de impacto da avaliação em estudo.

#### **Acidificação**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Acidificação. No caso deste indicador podemos verificar que para cada um dos materiais, o cenário que apresenta os valores mais elevados é o da produção em Taiwan.

Tabela 4.1 – Resultados obtidos para o indicador acidificação para todos os cenários.

Cenário	Acidificação (molc H <sup>+</sup> eq)
Aço PT – Aterro	3,48E-02
Aço PT – Reciclagem	3,47E-02
Aço TW – Reciclagem	4,70E-02
Alumínio PT – Reciclagem	2,59E-01
Alumínio TW - Reciclagem	2,83E-01
Carbono PT – Aterro	6,04E-02
Carbono PT – Incineração	6,07E-02
Carbono TW - Aterro	8,97E-02

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode constatar-se (da leitura dos gráficos das figura 4.1 e 4.2) que a diferença se deve ao transporte marítimo que ocorre para transportar um quadro de bicicleta de Taiwan para a Europa.

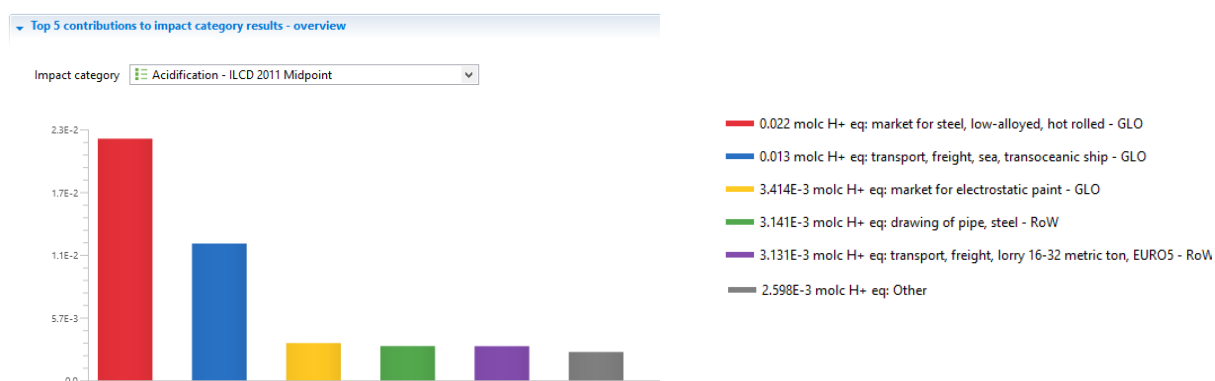


Figura 4.1 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto acidificação no cenário da produção de um quadro de aço em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

Adicionalmente, pode-se constatar que a produção do quadro em alumínio apresenta os valores mais elevados face à comparação entre todos os materiais ( $>2,59 \times 10^{-1}$  molc H<sup>+</sup> eq). Da análise dos gráficos obtidos com os cinco principais contributores para esta categoria de impacto, pode-se constatar que tal se deve ao processo de produção do alumínio primário.

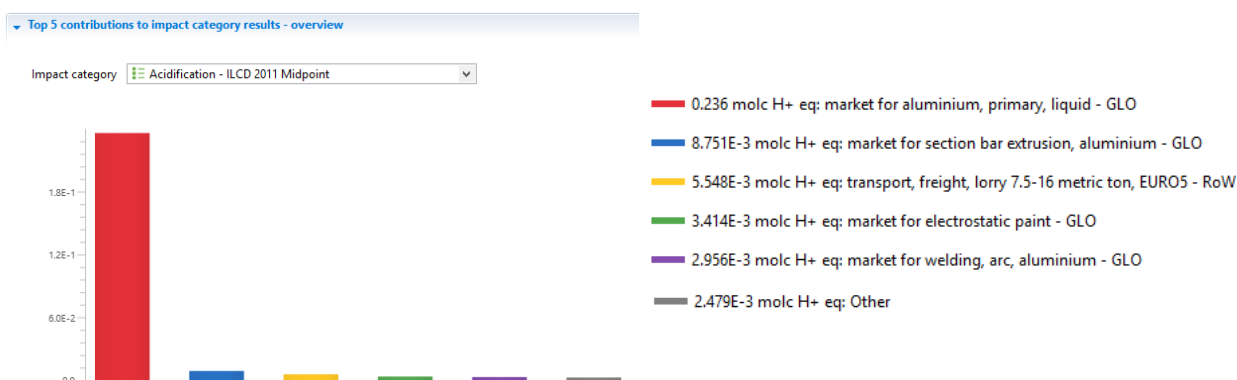


Figura 4.2 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto acidificação no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

## Alterações Climáticas

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Alterações Climáticas. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $4,26 \times 10^1$  e  $4,57 \times 10^1$  kg CO<sub>2</sub> eq), seguido do Carbono e do Aço.

Tabela 4.2 - Resultados obtidos para o indicador alterações climáticas para todos os cenários.

Cenário	Alterações Climáticas (kg CO <sub>2</sub> eq)
Aço PT – Aterro	6,54E+00
Aço PT – Reciclagem	6,48E+00
Aço TW – Reciclagem	6,89E+00
Alumínio PT – Reciclagem	4,26E+01
Alumínio TW - Reciclagem	4,57E+01
Carbono PT – Aterro	1,01E+01
Carbono PT – Incineração	1,25E+01

Carbono TW - Aterro	1,30E+01
---------------------	----------

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.3) que a diferença se deve ao processo da produção de alumínio primário.

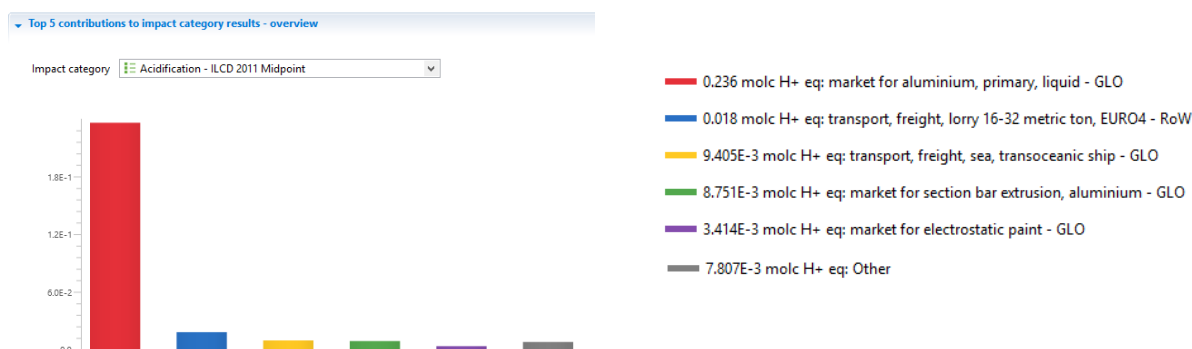


Figura 4.3 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto alterações climáticas no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $6,96 \times 10^3$  e  $6,98 \times 10^3$  CTUe), seguido do Aço e do Carbono.

Tabela 4.3 - Resultados obtidos para o indicador ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas para todos os cenários.

Cenário	Ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas (CTUe)
Aço PT – Aterro	1,84E+02
Aço PT – Reciclagem	1,86E+02
Aço TW – Reciclagem	1,86E+02
Alumínio PT – Reciclagem	6,96E+03
Alumínio TW - Reciclagem	6,98E+03
Carbono PT – Aterro	1,27E+02
Carbono PT – Incineração	1,60E+02
Carbono TW - Aterro	1,42E+02

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.4) que a diferença se deve ao processo de tratamento do alumínio para reciclagem.

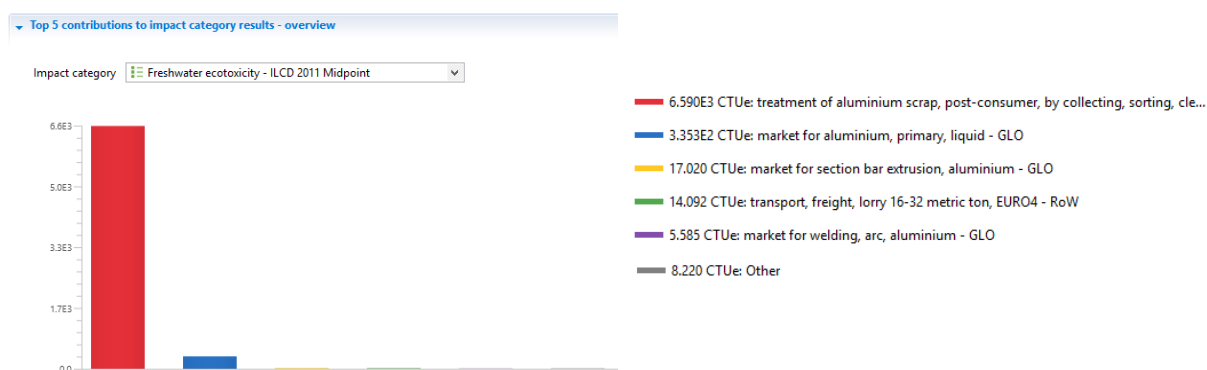


Figura 4.4 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Eutrofização em sistemas dulçaquícolas**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Eutrofização para sistemas dulçaquícolas. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $1,14 \times 10^{-2}$  e  $1,16 \times 10^{-2}$  kg P eq), seguido do Carbono e do Aço.

Tabela 4.4 - Resultados obtidos para o indicador eutrofização em sistemas dulçaquícolas para todos os cenários.

Cenário	Eutrofização em sistemas dulçaquícolas (kg P eq)
Aço PT – Aterro	4,27E-03
Aço PT – Reciclagem	4,32E-03
Aço TW – Reciclagem	4,34E-03
Alumínio PT – Reciclagem	1,14E-02
Alumínio TW - Reciclagem	1,16E-02
Carbono PT – Aterro	2,14E-03
Carbono PT – Incineração	2,14E-03
Carbono TW - Aterro	2,79E-03

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.5) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário.

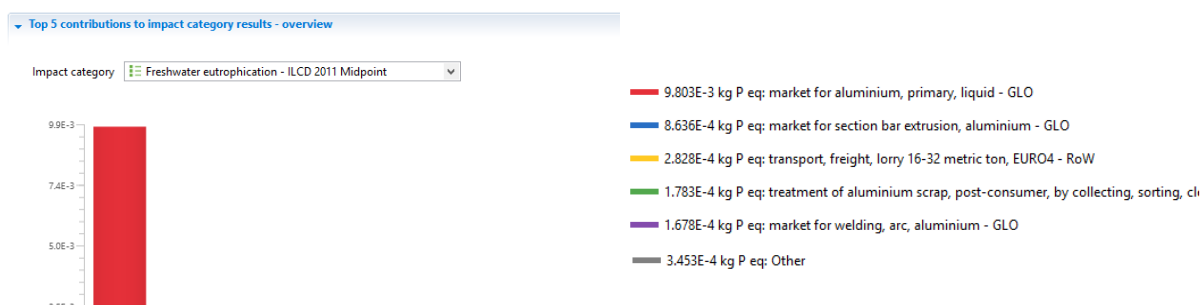


Figura 4.5 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto eutrofização para sistemas dulçaquícolas no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Toxicidade humana, efeitos cancerígenos**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Toxicidade humana, efeitos cancerígenos. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $6,40 \times 10^{-6}$  e  $6,49 \times 10^{-6}$  CTUh), seguido do Aço e do Carbono.

Tabela 4.5 - Resultados obtidos para o indicador toxicidade humana, efeitos cancerígenos para todos os cenários.

Cenário	Toxicidade humana, efeitos cancerígenos (CTUh)
Aço PT – Aterro	5,56E-06
Aço PT – Reciclagem	5,57E-06
Aço TW – Reciclagem	5,57E-06
Alumínio PT – Reciclagem	6,40E-06
Alumínio TW - Reciclagem	6,49E-06
Carbono PT – Aterro	4,84E-07
Carbono PT – Incineração	4,99E-07
Carbono TW - Aterro	6,24E-07

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.6) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário.

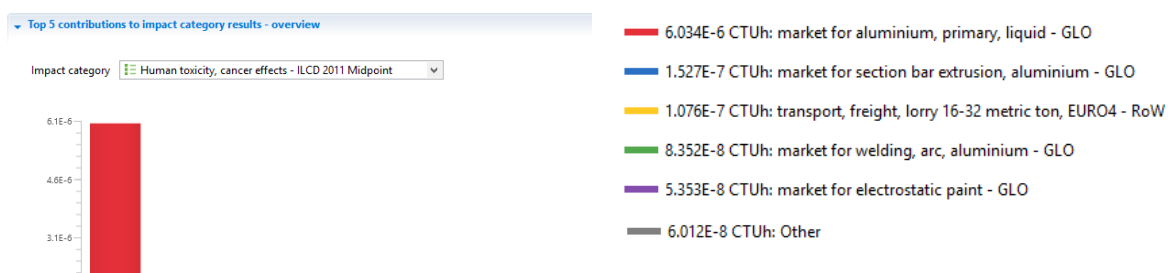


Figura 4.6 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto toxicidade humana, efeitos cancerígenos no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).



### **Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $1,01 \times 10^{-5}$  e  $1,08 \times 10^{-5}$  CTUh), seguido do Aço e do Carbono.

Tabela 4.6 - Resultados obtidos para o indicador toxicidade humana, efeitos não cancerígenos para todos os cenários.

Cenário	Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos (CTUh)
Aço PT – Aterro	6,88E-06
Aço PT – Reciclagem	6,95E-06
Aço TW – Reciclagem	6,93E-06
Alumínio PT – Reciclagem	1,01E-05
Alumínio TW - Reciclagem	1,08E-05
Carbono PT – Aterro	3,06E-06
Carbono PT – Incineração	2,92E-06
Carbono TW - Aterro	4,09E-06

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.7) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário.

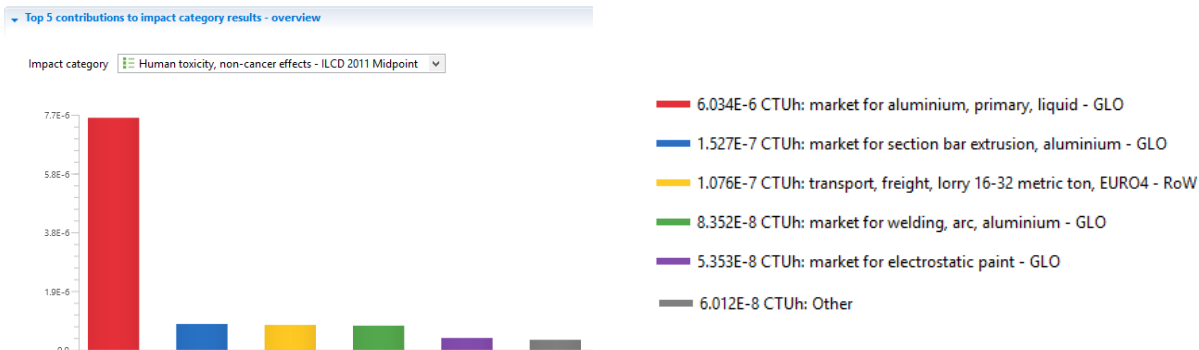


Figura 4.7 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto toxicidade humana, efeitos não cancerígenos no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Radiação Ionizante – ecossistema**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Radiação ionizante - ecossistema. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $3,30 \times 10^{-6}$  e  $4,73 \times 10^{-6}$  CTUe), seguido do Carbono e do Aço.

Tabela 4.7 - Resultados obtidos para o indicador radiação ionizante - ecossistema para todos os cenários.

Cenário	Radiação Ionizante – ecossistema (CTUe)
Aço PT – Aterro	1,66E-06
Aço PT – Reciclagem	1,66E-06
Aço TW – Reciclagem	1,87E-06
Alumínio PT – Reciclagem	3,30E-06
Alumínio TW - Reciclagem	4,73E-06
Carbono PT – Aterro	1,77E-06
Carbono PT – Incineração	1,76E-06
Carbono TW - Aterro	2,88E-06

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.8) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário, extrusão do alumínio para formar tubos e transporte do quadro desde a fábrica até à plataforma logística de Lisboa Norte.

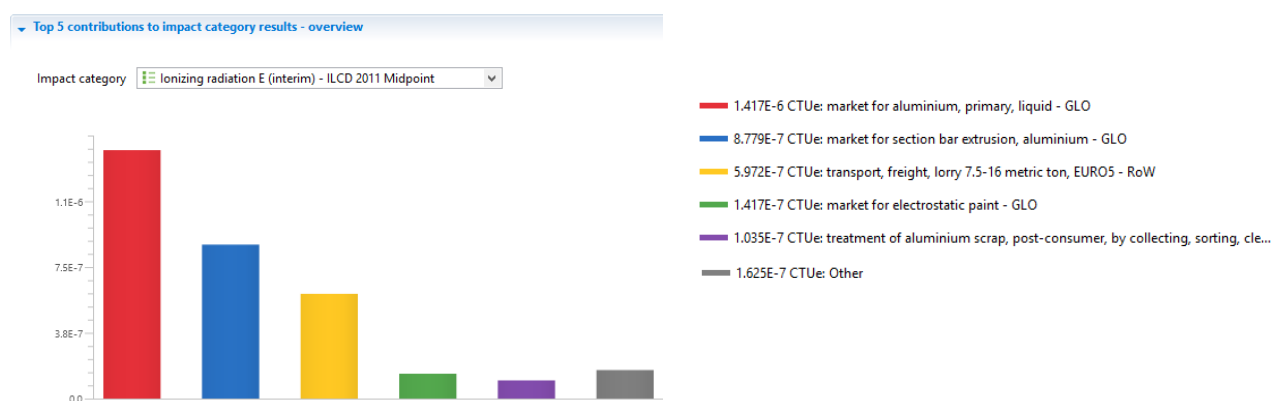


Figura 4.8 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto radiação ionizante – ecossistema no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Radiação ionizante - saúde humana**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Radiação ionizante – saúde humana. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Alumínio produzido em Taiwan é o que apresenta os valores mais elevados ( $8,43 \times 10^{-1}$  e  $1,07 \times 10^0$  kBq U235 eq).

Tabela 4.8 - Resultados obtidos para o indicador radiação ionizante - saúde humana para todos os cenários.

Cenário	Radiação ionizante - saúde humana (kBq U235 eq)
Aço PT – Aterro	3,91E-01
Aço PT – Reciclagem	3,93E-01
Aço TW – Reciclagem	4,31E-01
Alumínio PT – Reciclagem	8,43E-01
Alumínio TW - Reciclagem	1,07E+00
Carbono PT – Aterro	4,85E-01
Carbono PT – Incineração	4,84E-01
Carbono TW - Aterro	7,45E-01

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.9) que a diferença se deve ao processo de extrusão do alumínio para formar tubos, da produção de alumínio primário e devido ao transporte do quadro por camião em Taiwan desde a fábrica até ao terminal fluvial.

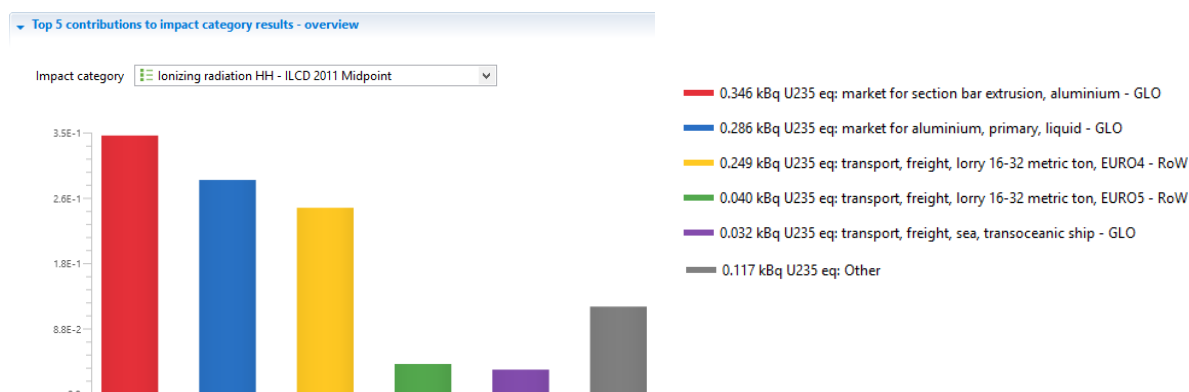


Figura 4.9 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto radiação ionizante – saúde humana no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### Uso do solo

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Uso do solo. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $4,00 \times 10^1$  e  $5,18 \times 10^1$  kg C deficit).

Tabela 4.9 - Resultados obtidos para o indicador uso do solo para todos os cenários.

Cenário	Uso do solo (kg C deficit)
Aço PT – Aterro	1,26E+01
Aço PT – Reciclagem	1,10E+01
Aço TW – Reciclagem	1,19E+01
Alumínio PT – Reciclagem	4,00E+01
Alumínio TW - Reciclagem	5,18E+01
Carbono PT – Aterro	1,46E+01
Carbono PT – Incineração	1,45E+01
Carbono TW - Aterro	2,08E+01

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.10) que a diferença se deve à produção de alumínio primário, transporte por camião em Taiwan desde a fábrica ao terminal fluvial e às atividades de recultivação da mina de bauxite. Apesar de ter havido a contabilização da bauxite que não foi preciso extrair devido ao alumínio reciclado, este material foi o que apresentou maiores impactos neste indicador.

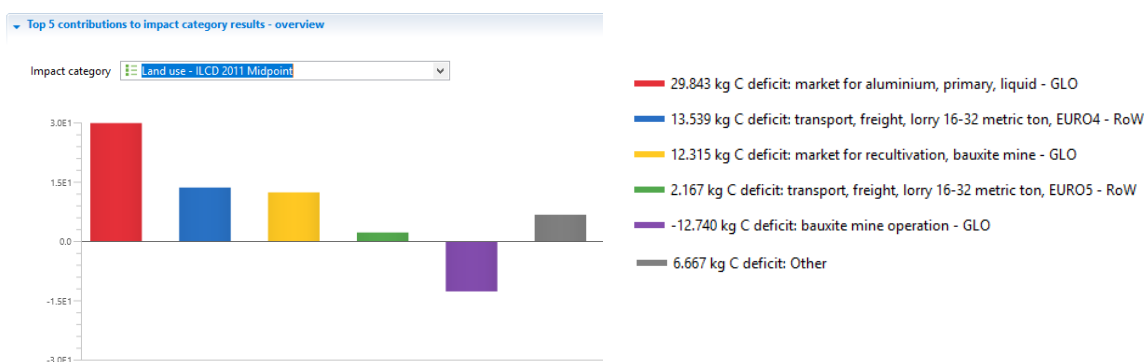


Figura 4.10 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto uso do solo no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Eutrofização em sistemas marinhos**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Eutrofização em sistemas marinhos. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $3,81 \times 10^{-2}$  e  $4,50 \times 10^{-2}$  kg N eq), seguido do Carbono e do Aço.

Tabela 4.10 - Resultados obtidos para o indicador eutrofização em sistemas marinhos para todos os cenários.

Cenário	Eutrofização em sistemas marinhos (kg N eq)
Aço PT – Aterro	6,77E-03
Aço PT – Reciclagem	6,69E-03
Aço TW – Reciclagem	9,20E-03
Alumínio PT – Reciclagem	3,81E-02
Alumínio TW - Reciclagem	4,50E-02
Carbono PT – Aterro	2,09E-02
Carbono PT – Incineração	2,06E-02
Carbono TW - Aterro	2,70E-02

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.11) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário.

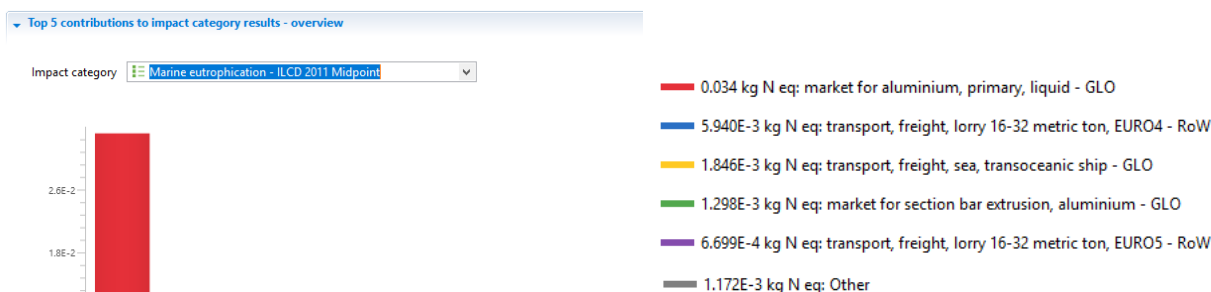


Figura 4.11 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto Eutrofização de sistemas marinhos no cenário da produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Aço é o que apresenta os valores mais elevados ( $>7,00 \times 10^{-4}$  kg Sb eq), seguido do Carbono e do Alumínio.

Tabela 4.11 - Resultados obtidos para o indicador depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis para todos os cenários.

Cenário	Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis (kg Sb eq)
Aço PT – Aterro	7,28E-04
Aço PT – Reciclagem	7,33E-04
Aço TW – Reciclagem	7,00E-04
Alumínio PT – Reciclagem	6,22E-04
Alumínio TW - Reciclagem	7,95E-04
Carbono PT – Aterro	6,75E-04
Carbono PT – Incineração	6,75E-04
Carbono TW - Aterro	9,01E-04

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.12) que a diferença se deve ao processo de extrusão do aço para produzir tubos em aço, bem como ao processo de produção do aço em si, indicando que estes processos exigem uma elevada intensidade de recursos face às outras duas opções.

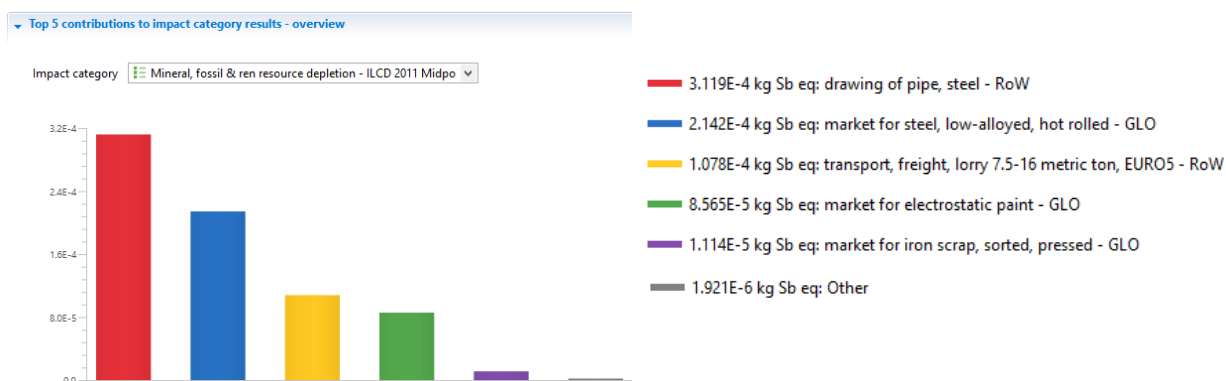


Figura 4.12 - Resultados dos 5 principais contribuintes para a categoria de impacto Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis no cenário da produção de um quadro de aço em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Depleção da camada do ozono**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Depleção da camada do ozono. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $>1,26 \times 10^{-6}$  kg CFC-11 eq), seguido do Carbono e do Aço.

Tabela 4.12 - Resultados obtidos para o indicador depleção da camada do ozono para todos os cenários.

Cenário	Depleção da camada do ozono (kg CFC-11 eq)
Aço PT – Aterro	5,58E-07
Aço PT – Reciclagem	5,52E-07
Aço TW – Reciclagem	6,23E-07
Alumínio PT – Reciclagem	1,26E-06
Alumínio TW - Reciclagem	1,81E-06
Carbono PT – Aterro	6,92E-07
Carbono PT – Incineração	6,92E-07
Carbono TW - Aterro	1,04E-06

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.13) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário.

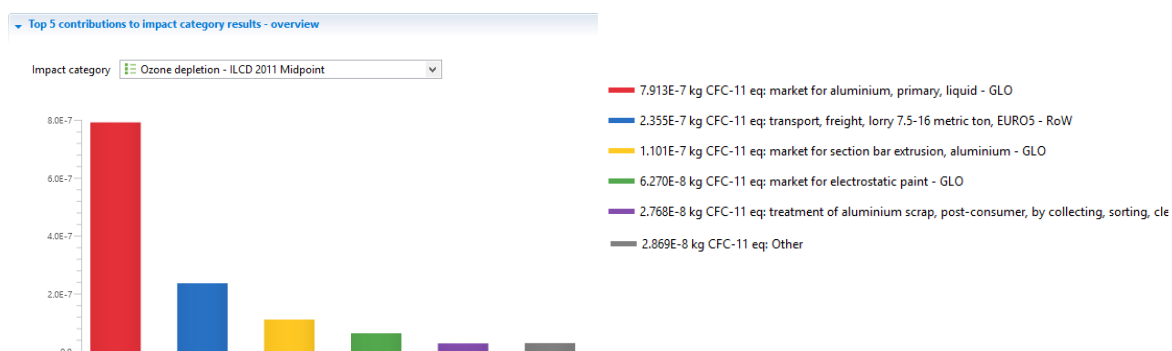


Figura 4.13 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto Depleção da camada do ozono no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Partículas PM<sub>2.5</sub>**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Partículas PM<sub>2.5</sub>. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $>4,16 \times 10^{-2}$  kg PM<sub>2.5</sub> eq), seguido do Carbono e do Aço.

Tabela 4.13 - Resultados obtidos para o indicador partículas PM<sub>2.5</sub> para todos os cenários.

Cenário	Partículas PM <sub>2.5</sub> (kg PM <sub>2.5</sub> eq)
Aço PT – Aterro	6,29E-03
Aço PT – Reciclagem	6,17E-03
Aço TW – Reciclagem	6,68E-03
Alumínio PT – Reciclagem	4,16E-02
Alumínio TW - Reciclagem	4,34E-02
Carbono PT – Aterro	6,54E-03
Carbono PT – Incineração	6,54E-03
Carbono TW - Aterro	8,89E-03

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.14) que a diferença se deve ao processo de

produção de alumínio primário, indicando que este processo contribui para elevadas emissões de partículas PM<sub>2.5</sub>, relativamente aos restantes processos.

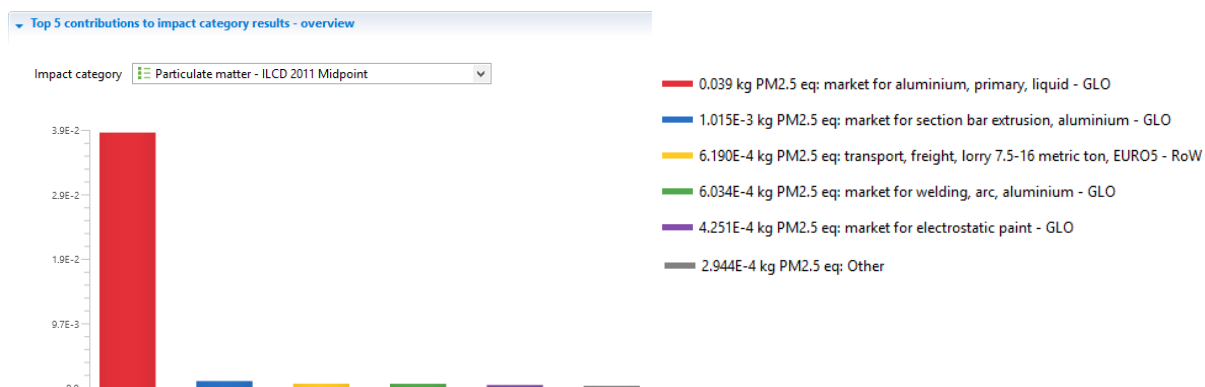


Figura 4.14 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacte Partículas PM<sub>2.5</sub> no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### **Formação de ozono fotoquímico**

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacte Formação de ozono fotoquímico. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $>1,10 \times 10^{-1}$  kg NMVOC eq), seguido do Carbono e do Aço.

Tabela 4.14 - Resultados obtidos para o indicador formação de ozono fotoquímico para todos os cenários.

Cenário	Formação de ozono fotoquímico (kg NMVOC eq)
Aço PT – Aterro	2,52E-02
Aço PT – Reciclagem	2,49E-02
Aço TW – Reciclagem	3,22E-02
Alumínio PT – Reciclagem	1,10E-01
Alumínio TW - Reciclagem	1,31E-01
Carbono PT – Aterro	4,41E-02
Carbono PT – Incineração	4,43E-02
Carbono TW - Aterro	6,23E-02

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacte pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.15) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário, indicando que este processo contribui para a formação de ozono fotoquímico, relativamente aos restantes processos.

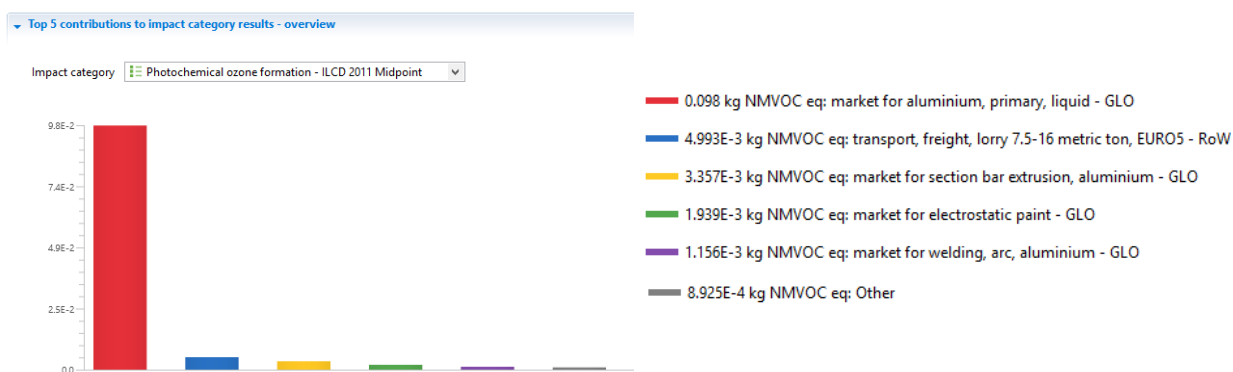


Figura 4.15 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto Formação de ozono fotoquímico no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### Eutrofização terrestre

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Eutrofização terrestre. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $>4,02 \times 10^{-1}$  molc N eq), seguido do Carbono e do Aço.

Tabela 4.15 - Resultados obtidos para o indicador eutrofização terrestre para todos os cenários.

Cenário	Eutrofização terrestre (molc N eq)
Aço PT – Aterro	7,23E-02
Aço PT – Reciclagem	7,16E-02
Aço TW – Reciclagem	9,96E-02
Alumínio PT – Reciclagem	4,02E-01
Alumínio TW - Reciclagem	4,78E-01
Carbono PT – Aterro	1,42E-01
Carbono PT – Incineração	1,44E-01
Carbono TW - Aterro	2,10E-01

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.16) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário, indicando que este processo contribui intensivamente para o fenómeno da eutrofização terrestre, face aos restantes processos analisados.



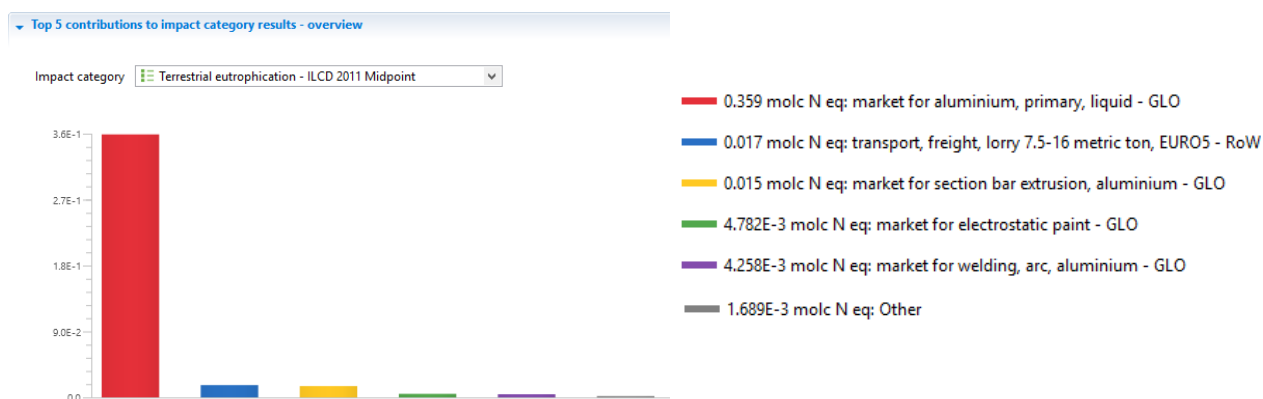


Figura 4.16 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto Eutrofização terrestre no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

### Depleção de recursos marinhos

A tabela abaixo ilustra os resultados obtidos para o indicador de impacto Depleção de recursos marinhos. No caso deste indicador podemos verificar que entre os três materiais em análise o quadro de Alumínio é o que apresenta os valores mais elevados ( $>2,84 \times 10^1 \text{ m}^3 \text{ H}_2\text{O eq}$ ), seguido do Aço e do Carbono.

Tabela 4.16 - Resultados obtidos para o indicador depleção de recursos marinhos para todos os cenários.

Cenário	Depleção de recursos marinhos ( $\text{m}^3 \text{ água eq}$ )
Aço PT – Aterro	5,81E+00
Aço PT – Reciclagem	5,86E+00
Aço TW – Reciclagem	5,97E+00
Alumínio PT – Reciclagem	2,84E+01
Alumínio TW - Reciclagem	2,88E+01
Carbono PT – Aterro	3,53E+00
Carbono PT – Incineração	3,53E+00
Carbono TW - Aterro	4,96E+00

Através da comparação dos resultados dos principais contributores para esta categoria de impacto pode-se constatar (da leitura do gráfico da figura 4.17) que a diferença se deve ao processo de produção de alumínio primário, indicando que este processo contribui intensivamente para a depleção de recursos marinhos, face aos restantes processos analisados.

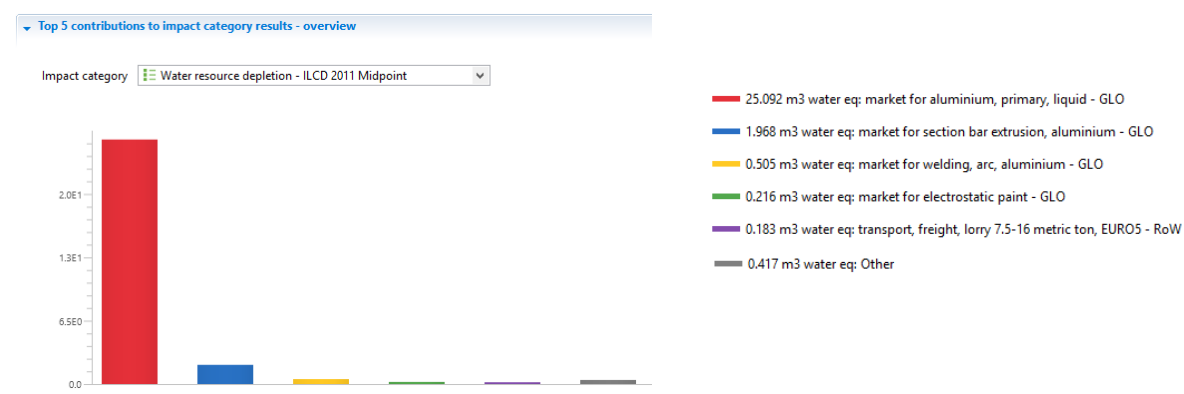


Figura 4.17 - Resultados dos 5 principais contributores para a categoria de impacto Depleção de recursos marinhos no cenário da produção de um quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem (OpenLCA).

## 4.2 Análise de Cenários de Ciclo de Vida

Neste subcapítulo são apresentados os resultados da comparação de diversos cenários de ciclo de vida de produção de quadros de bicicleta. Para cada tipo de material serão comparadas diferentes opções de local de produção e de fim-de-vida do mesmo. No final será feita uma comparação entre diversos materiais e fins-de-vida de quadros produzidos em Portugal.

### Aço

Neste caso serão analisadas as diferenças entre os cenários de produção de quadros de aço em Portugal e em Taiwan, ambos com o mesmo fim-de-vida, a reciclagem. Neste caso, foi retirada a quantidade de ferro extraído que se considerou no cenário de aterro, e foram considerados os processos de triagem e prensagem de sucata de ferro (inclui o transporte até ao centro de reciclagem e a quantidade de ferro considerada para produção de um quadro). No quadro abaixo podemos verificar os resultados obtidos para cada indicador de impacto específico.

Tabela 4.17 – Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.

Categoria de Impacte	Aço PT Reciclagem	Aço TW Reciclagem	Unidade
<b>Acidificação</b>	3,47E-02	4,70E-02	molc H <sup>+</sup> eq
<b>Alterações Climáticas</b>	6,48E+00	6,89E+00	kg CO <sub>2</sub> eq
<b>Ecotox. para sistemas dulçaquícolas</b>	1,86E+02	1,86E+02	CTUe
<b>Eutrofização em sistemas dulçaquícolas</b>	4,32E-03	4,34E-03	kg P eq
<b>Toxicidade humana, efeitos cancerígenos</b>	5,57E-06	5,57E-06	CTUh
<b>Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos</b>	6,95E-06	6,93E-06	CTUh
<b>Radiação Ionizante - ecossistema</b>	1,66E-06	1,87E-06	CTUe

<b>Categoria de Impacte</b>	<b>Aço PT Reciclagem</b>	<b>Aço TW Reciclagem</b>	<b>Unidade</b>
<b>Radiação ionizante - saúde humana</b>	3,93E-01	4,31E-01	kBq U235 eq
<b>Uso do solo</b>	1,10E+01	1,19E+01	kg C deficit
<b>Eutrofização em sistemas marinhos</b>	6,69E-03	9,20E-03	kg N eq
<b>Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis</b>	7,33E-04	7,00E-04	kg Sb eq
<b>Depleção da camada do ozono</b>	5,52E-07	6,23E-07	kg CFC-11 eq
<b>Partículas PM2.5</b>	6,17E-03	6,68E-03	kg PM <sub>2.5</sub> eq
<b>Formação de ozono fotoquímico</b>	2,49E-02	3,22E-02	kg NMVOC eq
<b>Eutrofização terrestre</b>	7,16E-02	9,96E-02	molc N eq
<b>Depleção de recursos marinhos</b>	5,86E+00	5,97E+00	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq

Da observação da tabela acima podemos constatar que o cenário de produção em Taiwan apresenta valores superiores em todas as categorias de impacte, excetuando em duas, toxicidade humana, efeitos cancerígenos e depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis. Da análise de ambos os sistemas de produto no OpenLCA, é possível verificar que os resultados obtidos nestes dois indicadores se devem ao impacte resultante do transporte de camião desde a fábrica dos tubos de aço na Alemanha até à fábrica de produção do quadro em Águeda.

Na figura abaixo é possível comparar os resultados do indicador relativo nos dois cenários. Para cada indicador, o resultado máximo é definido como 100% e os resultados do outro cenário (que apresenta o valor mínimo) são exibidos em relação a esse resultado.

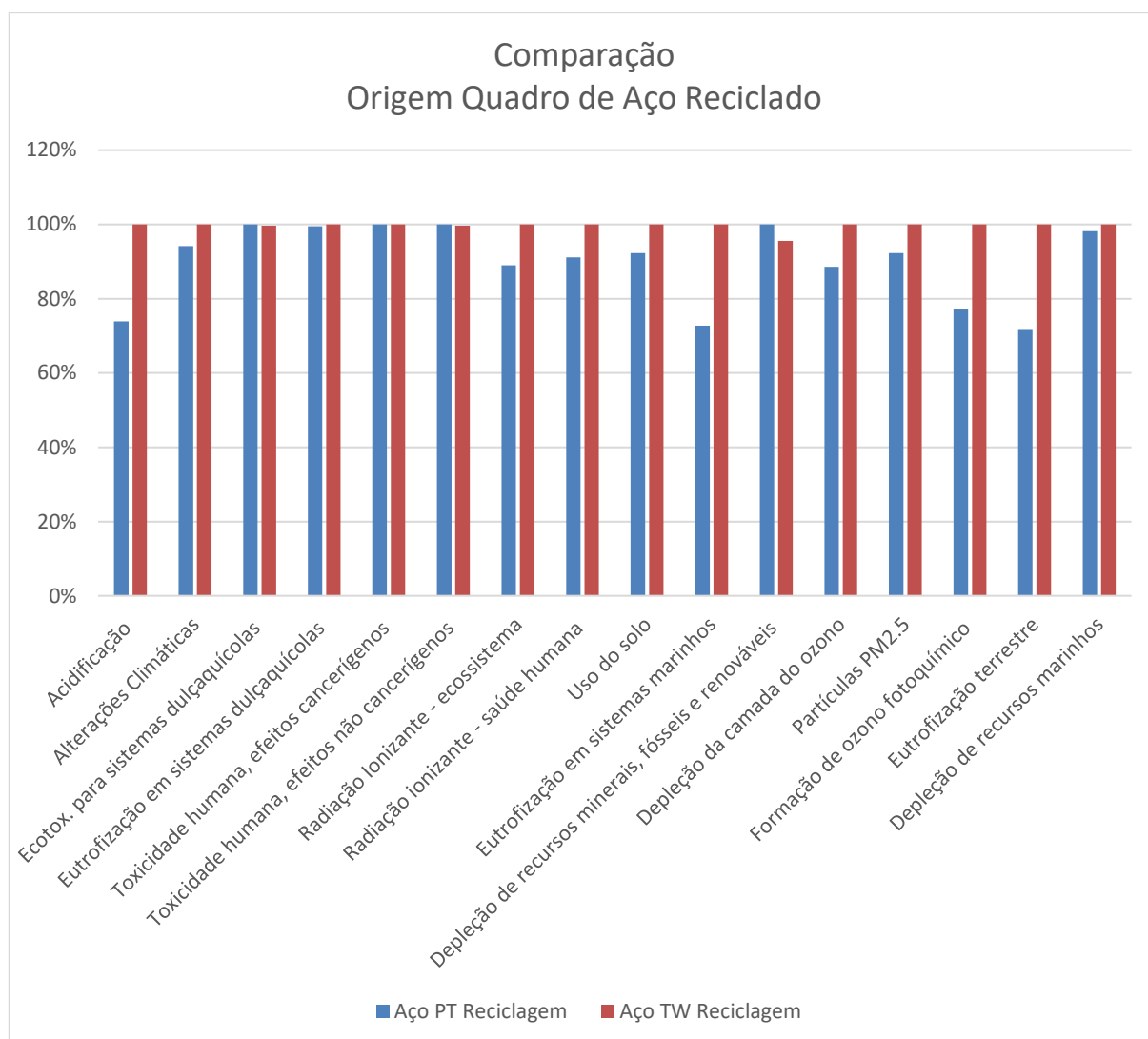


Figura 4.18 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.

Da observação da figura acima podemos constatar que os indicadores onde se verifica uma maior discrepância nos resultados (superior a 20%) são a acidificação, a eutrofização em sistemas marinhos, a formação de ozono fotoquímico e a eutrofização terrestre. Sendo que, para os quatro indicadores mencionados se mantém a tendência de valores mais elevados no cenário da produção em Taiwan.

De seguida serão analisadas as diferenças entre os cenários de fim-de-vida deposição em aterro e reciclagem de quadros de aço produzidos em Portugal. No quadro abaixo podemos verificar os resultados obtidos para cada indicador de impacto específico.

Tabela 4.18 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Portugal com fim-de-vida reciclagem e deposição em aterro.

Categoria de Impacte	Aço PT Aterro	Aço PT Reciclagem	Unidade
<b>Acidificação</b>	3,48E-02	3,47E-02	molc H <sup>+</sup> eq
<b>Alterações Climáticas</b>	6,54E+00	6,48E+00	kg CO <sub>2</sub> eq
<b>Ecotox. para sistemas dulçaquícolas</b>	1,84E+02	1,86E+02	CTUe
<b>Eutrofização em sistemas dulçaquícolas</b>	4,27E-03	4,32E-03	kg P eq
<b>Toxicidade humana, efeitos cancerígenos</b>	5,56E-06	5,57E-06	CTUh
<b>Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos</b>	6,88E-06	6,95E-06	CTUh
<b>Radiação Ionizante - ecossistema</b>	1,66E-06	1,66E-06	CTUe
<b>Radiação ionizante - saúde humana</b>	3,91E-01	3,93E-01	kBq U235 eq
<b>Uso do solo</b>	1,26E+01	1,10E+01	kg C deficit
<b>Eutrofização em sistemas marinhos</b>	6,77E-03	6,69E-03	kg N eq
<b>Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis</b>	7,28E-04	7,33E-04	kg Sb eq
<b>Depleção da camada do ozono</b>	5,58E-07	5,52E-07	kg CFC-11 eq
<b>Partículas PM2.5</b>	6,29E-03	6,17E-03	kg PM <sub>2.5</sub> eq
<b>Formação de ozono fotoquímico</b>	2,52E-02	2,49E-02	kg NMVOC eq
<b>Eutrofização terrestre</b>	7,23E-02	7,16E-02	molc N eq
<b>Depleção de recursos marinhos</b>	5,81E+00	5,86E+00	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq

Da observação da tabela acima podemos constatar que em ambos os cenários analisados se verifica o valor máximo em oito indicadores de impacto. Da análise de ambos os sistemas de produto no OpenLCA, pode-se verificar que embora o cenário da reciclagem implique que não seja necessário extrair tantos recursos da ecosfera, os processos de triagem, compressão e preparação do aço para reciclagem são responsáveis pelos valores mais elevados verificados nestes oito indicadores de impacto.

Na figura abaixo é possível comparar os resultados do indicador relativo nos dois cenários. Para cada indicador, o resultado máximo é definido como 100% e os resultados do outro cenário (que apresenta o valor mais baixo) são exibidos em relação a esse resultado. É possível observar que as diferenças de resultado entre ambos os cenários não são muito significativas (menos de 5% em cada indicador de impacto) à exceção do indicador de uso do solo em que o cenário de deposição em aterro apresenta um valor de impacto 13,1% superior ao cenário da reciclagem.

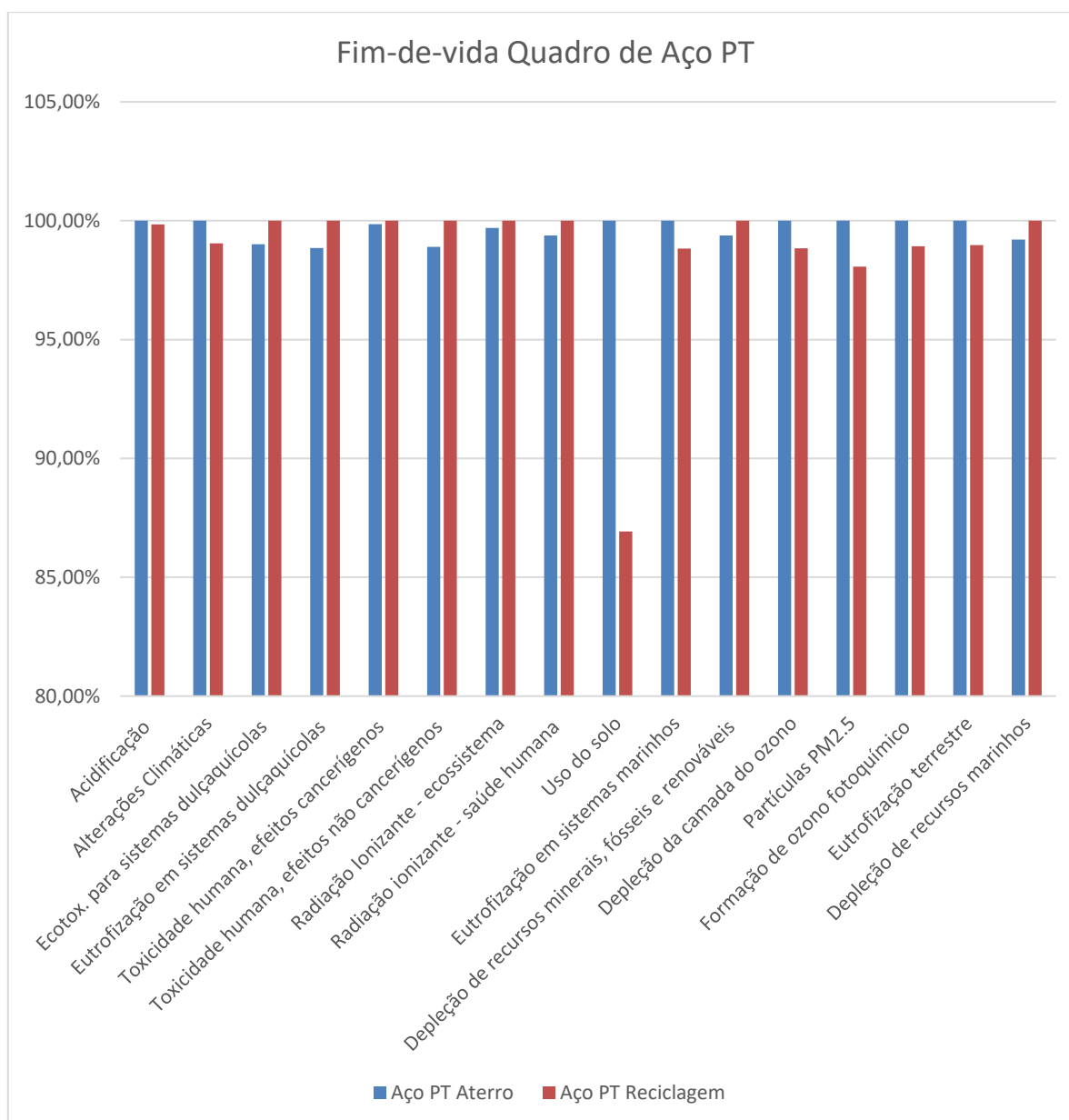


Figura 4.19 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Portugal com fim-de-vida reciclagem e deposição em aterro.

De seguida serão analisadas as diversas fases do ciclo de vida de produção de um quadro de bicicleta de aço em Taiwan com fim-de-vida reciclagem. Foi escolhido o cenário da produção em Taiwan por se tratar do que apresenta maiores impactes no ciclo de vida completo. Na tabela seguinte podemos constatar os valores obtidos em cada um dos indicadores de impacte estudados, em cada uma das fases do ciclo de vida do produto.

Tabela 4.19 – Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados em cada uma das fases do ciclo de vida do cenário de produção de um quadro de aço em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.

Categoria de Impacte	Unidade	Extração da Matéria-Prima	Transformação Primária	Transformação Secundária	Produção	Ciclo de Vida Completo
Acidificação	molc H+ eq	2,56E-04	1,07E-02	1,57E-03	6,37E-03	4,70E-02
Alterações Climáticas	kg CO2 eq	4,39E-02	1,93E+00	3,67E-01	9,88E-01	6,89E+00
Ecotox. para sistemas dulçaquícolas	CTUe	7,50E-02	7,64E+01	7,27E+00	1,14E+01	1,84E+02
Eutrofização em sistemas dulçaquícolas	kg P eq	2,10E-06	1,76E-03	1,61E-04	3,37E-04	4,34E-03
Toxicidade humana, efeitos cancerígenos	CTUh	7,19E-10	2,22E-06	4,13E-07	2,73E-07	5,57E-06
Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos	CTUh	4,06E-09	3,02E-06	1,10E-07	4,23E-07	6,93E-06
Radiação Ionizante - ecossistema	CTUe	5,54E-09	3,73E-07	8,48E-08	3,55E-07	1,87E-06
Radiação ionizante - saúde humana	kBq U235 eq	9,02E-04	1,02E-01	2,49E-02	7,56E-02	4,31E-01
Uso do solo	kg C deficit	7,14E-01	1,90E+00	6,02E-01	2,31E+00	1,19E+01
Eutrofização em sistemas marinhos	kg N eq	7,78E-05	1,92E-03	3,16E-04	1,24E-03	9,20E-03
Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis	kg Sb eq	1,82E-06	1,04E-04	1,56E-04	1,16E-04	7,00E-04
Depleção da camada do ozono	kg CFC-11 eq	3,90E-09	1,10E-07	2,54E-08	1,31E-07	6,23E-07
Partículas PM2.5	kg PM2.5 eq	4,65E-05	2,13E-03	2,47E-04	9,61E-04	6,68E-03
Formação de ozono fotoquímico	kg NMVOC eq	2,06E-04	7,73E-03	9,27E-04	4,35E-03	3,22E-02
Eutrofização terrestre	molc N eq	8,02E-04	2,10E-02	2,83E-03	1,32E-02	9,96E-02
Depleção de recursos marinhos	m3 H2O eq	2,75E-03	2,35E+00	2,29E-01	5,28E-01	5,97E+00

É possível constatar que na fase da extração da matéria-prima, o indicador que apresenta maiores impactes é o do uso do solo, contudo, nas fases de transformação primária, transformação secundária e produção, o indicador que apresenta maiores impactes é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas. Esta tendência mantém-se nos valores obtidos para o ciclo de vida completo do produto, considerando o fim-de-vida reciclagem.

A figura 4.20 retrata os resultados relativos para cada um dos indicadores de impacto analisados neste cenário e a respetiva contribuição para os impactes causados por cada uma das fases do ciclo de vida.

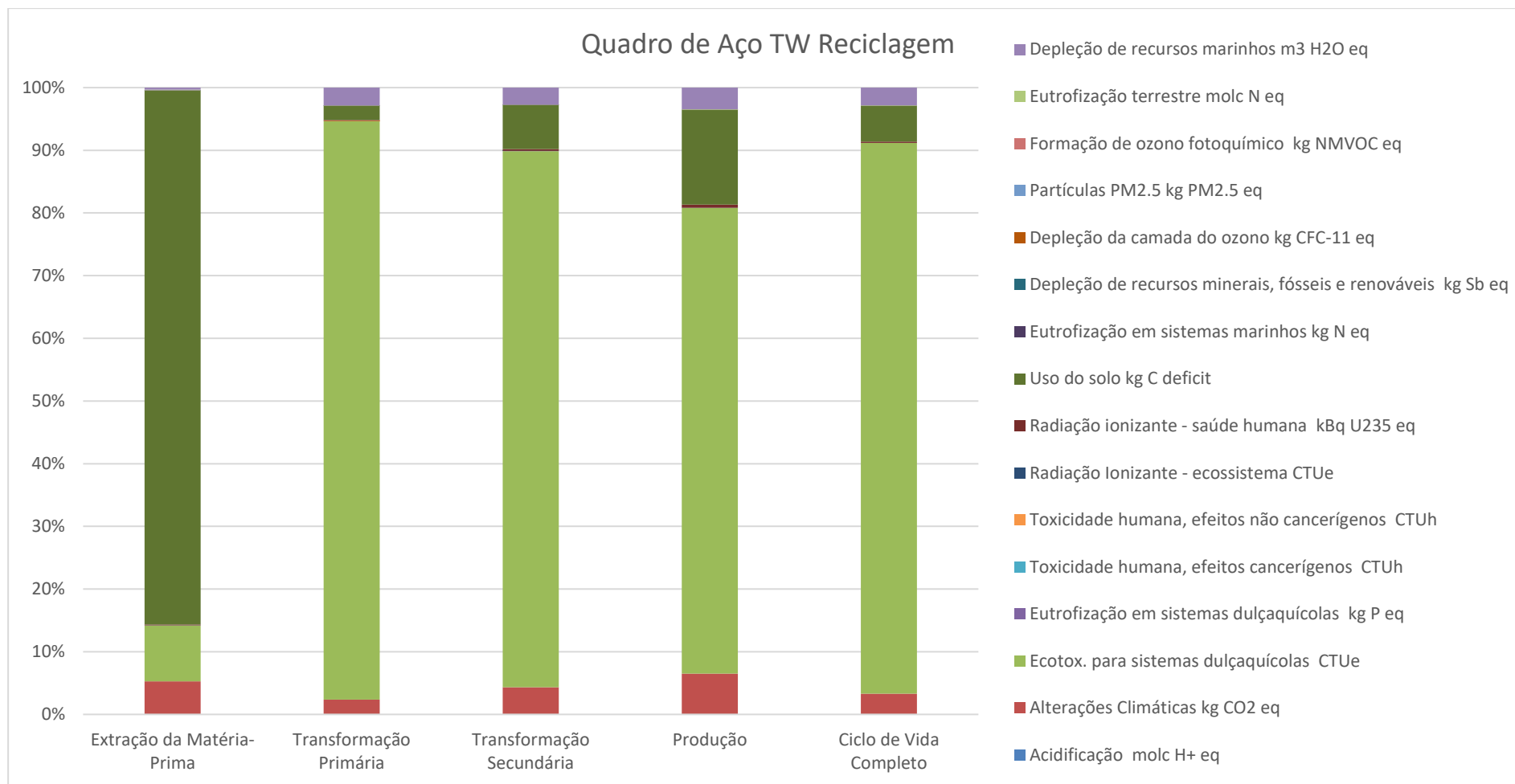


Figura 4.20 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.



No caso da extração da matéria-prima, a categoria de impacto que apresenta uma maior contribuição é a do uso do solo, que se deve aos efeitos resultantes dos processos de extração do minério de ferro e beneficiação do mesmo. Seguidamente, o indicador que apresenta a segunda maior contribuição para os impactos verificados nesta fase consiste no da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, devido à produção de nitrato de amónio resultante do processo de extração e beneficiação de ferro. O terceiro indicador que apresenta maior contribuição para os impactos verificados é o das alterações climáticas, que se deve maioritariamente ao uso de energia elétrica produzida através de uma central a gás natural, necessária para os processos de extração e beneficiação do ferro. Todas as outras categorias de impacto analisadas apresentam resultados residuais na contribuição para os impactos totais desta fase.

Na fase da transformação primária, o indicador que apresenta uma maior contribuição para os impactos totais é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, devido aos efeitos dos processos de transformação de ferro em aço. Seguidamente, podemos verificar que o segundo indicador que mais contribui para os impactos nesta fase é o da depleção de recursos marinhos, que se deve também aos efeitos dos processos de transformação de ferro em aço. Em terceiro lugar podemos verificar que o indicador do uso do solo é o que contribui para os impactos totais, devido ao processo de produção de aço.

O ciclo de vida completo verifica a mesma tendência no peso de cada indicador para a contribuição total de impactos que as fases de transformação secundária e produção. Sendo, portanto, ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, uso do solo, alterações climáticas e depleção de recursos marinhos. No caso da transformação secundária, estes efeitos devem-se na totalidade ao processo de produção de um tubo de aço. No caso da produção, estes efeitos devem-se respetivamente, ao processo de soldadura, ao transporte por camião, ao processo de pintura e ao processo de soldadura. Já no ciclo de vida completo (inclui fim-de-vida reciclagem), os efeitos devem-se na totalidade ao processo da conversão de ferro em aço, sendo este o processo que apresenta mais impactos quando analisamos o ciclo de vida completo do sistema de produto em questão.

## Alumínio

Neste caso serão analisadas as diferenças entre os cenários de produção de quadros de alumínio em Portugal e em Taiwan, ambos com o mesmo fim-de-vida, a reciclagem. No quadro abaixo podemos verificar os resultados obtidos para cada indicador de impacto específico.

Tabela 4.20 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em alumínio em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.

Categoria de Impacte	Alumínio PT Reciclagem	Alumínio TW Reciclagem	Unidade
Acidificação	2,59E-01	2,83E-01	molc H <sup>+</sup> eq
Alterações Climáticas	4,26E+01	4,57E+01	kg CO <sub>2</sub> eq
Ecotox. para sistemas dulçaquícolas	6,96E+03	6,98E+03	CTUe
Eutrofização em sistemas dulçaquícolas	1,14E-02	1,16E-02	kg P eq
Toxicidade humana, efeitos cancerígenos	6,40E-06	6,49E-06	CTUh
Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos	1,01E-05	1,08E-05	CTUh
Radiação Ionizante - ecossistema	3,30E-06	4,73E-06	CTUe
Radiação ionizante - saúde humana	8,43E-01	1,07E+00	kBq U235 eq
Uso do solo	4,00E+01	5,18E+01	kg C deficit
Eutrofização em sistemas marinhos	3,81E-02	4,50E-02	kg N eq
Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis	6,22E-04	7,95E-04	kg Sb eq
Depleção da camada do ozono	1,26E-06	1,81E-06	kg CFC-11 eq
Partículas PM2.5	4,16E-02	4,34E-02	kg PM <sub>2.5</sub> eq
Formação de ozono fotoquímico	1,10E-01	1,31E-01	kg NMVOC eq
Eutrofização terrestre	4,02E-01	4,78E-01	molc N eq
Depleção de recursos marinhos	2,84E+01	2,88E+01	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq

Da observação da tabela acima podemos constatar que o cenário de produção em Taiwan apresenta valores superiores em todas as categorias de impacto analisadas. Da análise de ambos os sistemas de produto no OpenLCA, é possível verificar que esta diferença se deve ao impacto resultante dos processos de transporte do quadro já produzido de Taiwan para ser armazenado e utilizado na Europa.

Na figura abaixo é possível comparar os resultados do indicador relativo nos dois cenários. Para cada indicador, o resultado máximo é definido como 100% e os resultados do outro cenário (que apresenta o valor mínimo) são exibidos em relação a esse resultado. Da observação da figura abaixo podemos constatar que os indicadores onde se verifica uma maior discrepância nos resultados (superior a 20%) são a radiação ionizante – ecossistema, radiação ionizante – saúde humana, uso do solo, depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis e depleção da camada do ozono. Sendo que, para os cinco indicadores mencionados se mantém a tendência de valores mais elevados no cenário da produção em Taiwan.

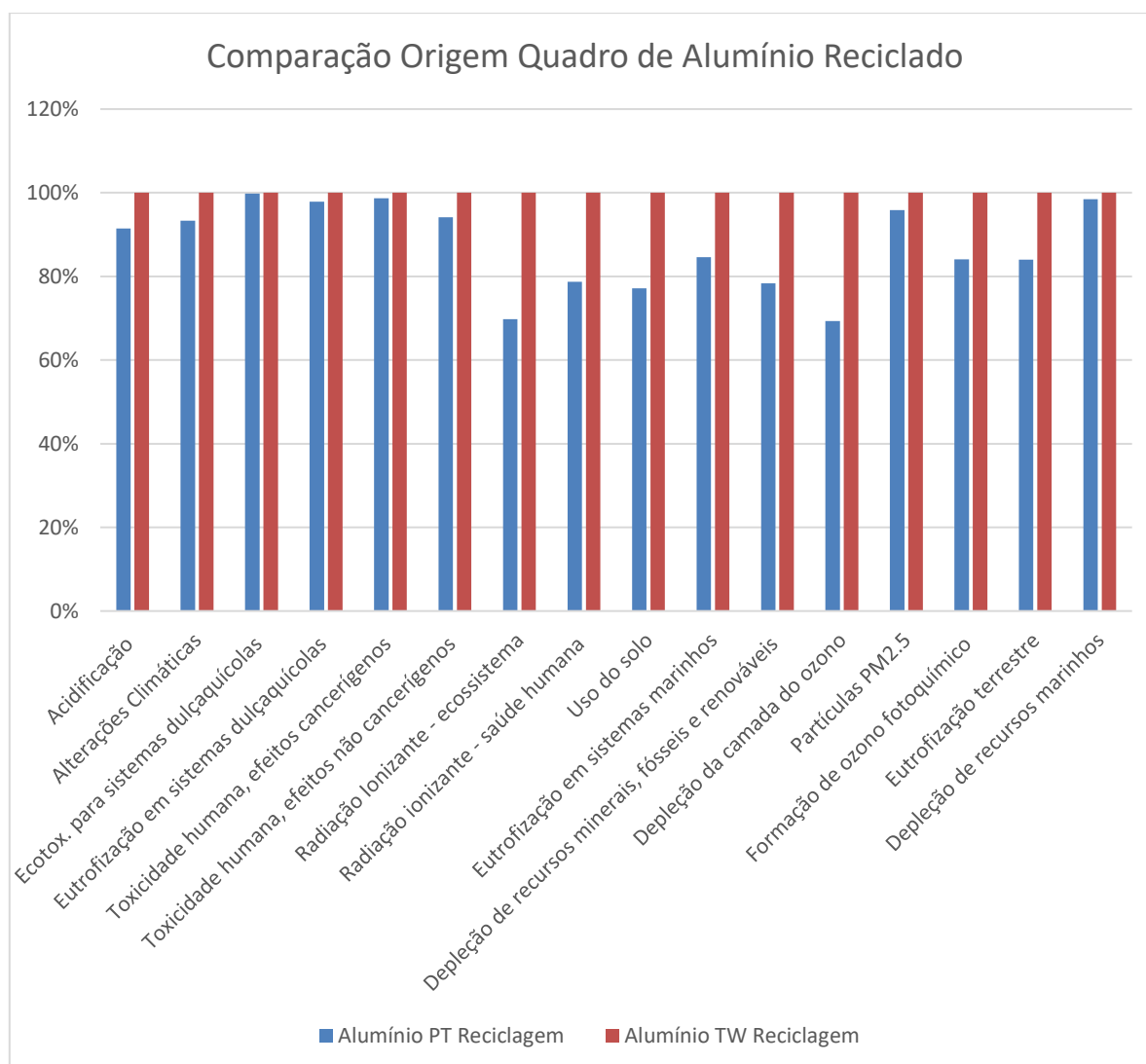


Figura 4.21 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em alumínio em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.

De seguida serão analisadas as diversas fases do ciclo de vida de produção de um quadro de bicicleta de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem. Foi escolhido o cenário da produção em Taiwan por se tratar do que apresenta maiores impactes no ciclo de vida completo. Na tabela seguinte podemos constatar os valores obtidos em cada um dos indicadores de impacte estudados, em cada uma das fases do ciclo de vida do produto.

Tabela 4.21 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados em cada uma das fases do ciclo de vida do cenário de produção de um quadro de alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.

Categoria de Impacte	Unidade	Extração da Matéria-Prima	Transformação Primária	Transformação Secundária	Produção	Ciclo de Vida Completo
Acidificação	molc H <sup>+</sup> eq	1,22E-04	1,58E-01	5,83E-03	2,45E-02	2,83E-01
Alterações Climáticas	kg CO <sub>2</sub> eq	3,93E-03	2,55E+01	1,05E+00	4,39E+00	4,57E+01
Ecotox. para sistemas dulçaquícolas	CTUe	1,71E-02	2,24E+02	1,13E+01	2,38E+01	6,97E+03
Eutrofização em sistemas dulçaquícolas	kg P eq	5,39E-07	6,60E-03	5,76E-04	6,04E-04	1,16E-02
Toxicidade humana, efeitos cancerígenos	CTUh	2,04E-10	4,03E-06	1,02E-07	2,45E-07	6,49E-06
Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos	CTUh	1,30E-09	5,10E-06	2,59E-07	1,77E-06	1,08E-05
Radiação Ionizante - ecossistema	CTUe	1,31E-09	1,01E-06	5,85E-07	1,81E-06	4,73E-06
Radiação ionizante - saúde humana	kBq U235 eq	2,10E-04	2,12E-01	2,31E-01	3,02E-01	1,07E+00
Uso do solo	kg C deficit	6,84E-02	2,04E+01	1,24E+00	1,48E+01	5,18E+01
Eutrofização em sistemas marinhos	kg N eq	4,09E-05	2,27E-02	8,66E-04	6,85E-03	4,50E-02
Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis	kg Sb eq	5,90E-06	2,41E-04	1,01E-05	3,55E-04	7,95E-04
Depleção da camada do ozono	kg CFC-11 eq	5,47E-10	5,37E-07	7,34E-08	7,08E-07	1,81E-06
Partículas PM2.5	kg PM <sub>2.5</sub> eq	1,74E-05	2,58E-02	6,77E-04	2,76E-03	4,34E-02
Formação de ozono fotoquímico	kg NMVOC eq	1,19E-04	6,52E-02	2,24E-03	2,14E-02	1,31E-01
Eutrofização terrestre	molc N eq	6,01E-04	2,38E-01	1,02E-02	7,44E-02	4,78E-01
Depleção de recursos marinhos	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq	8,76E-04	1,69E+01	1,31E+00	1,17E+00	2,88E+01

É possível constatar que na fase da extração da matéria-prima, o indicador que apresenta maiores impactes é o do uso do solo, contudo, nas fases de transformação primária, transformação secundária e produção, o indicador que apresenta maiores impactes é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas. Esta tendência mantém-se nos valores obtidos para o ciclo de vida completo do produto, considerando o fim-de-vida reciclagem.

A figura 4.21 retrata os resultados relativos para cada um dos indicadores de impacto analisados neste cenário e a respetiva contribuição para os impactes causados por cada uma das fases do ciclo de vida.

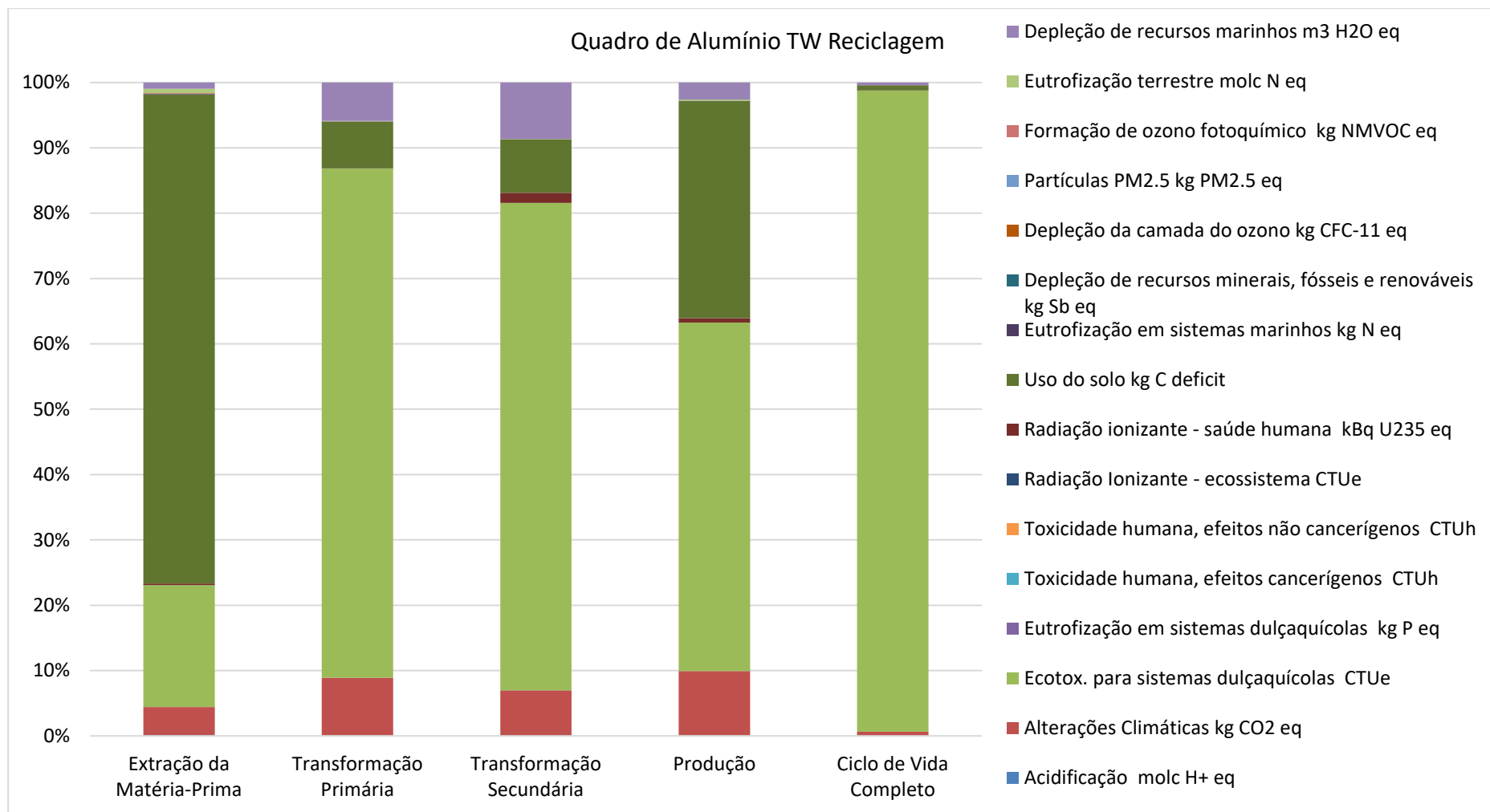


Figura 4.22 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em alumínio em Taiwan com fim-de-vida reciclagem.

No caso da extração da matéria-prima, a categoria de impacto que apresenta uma maior contribuição é a do uso do solo, que se deve aos efeitos resultantes dos processos de extração do minério de bauxite. Seguidamente, o indicador que apresenta a segunda maior contribuição para os impactos verificados nesta fase consiste no da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, devido aos processos de perfuração com explosivos nas minas de bauxite. O terceiro indicador que apresenta maior contribuição para os impactos verificados é o das alterações climáticas, que se deve maioritariamente aos processos de recultivação vegetativa na mina de bauxite. Todas as outras categorias de impacto analisadas apresentam resultados residuais na contribuição para os impactos totais desta fase.

Na fase da transformação primária, o indicador que apresenta uma maior contribuição para os impactos totais é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, devido aos efeitos dos processos de produção de alumínio primário. Seguidamente, podemos verificar que o segundo indicador que mais contribui para os impactos nesta fase é o das alterações climáticas, que se deve também aos efeitos da produção de alumínio primário, sendo que este é um processo altamente intensivo no consumo de energia. Em terceiro lugar podemos verificar que o indicador do uso do solo é o que contribui para os impactos totais, que também se deve à produção de alumínio primário.

Na fase da transformação secundária, o indicador que apresenta uma maior contribuição para os impactos totais é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, devido aos efeitos dos processos de extrusão do alumínio para formar tubos. Seguidamente, podemos verificar que o segundo indicador que mais contribui para os impactos nesta fase é o das alterações climáticas, que se deve também aos efeitos dos processos de extrusão do alumínio para formar tubos. Em terceiro lugar podemos verificar que o indicador do uso do solo é o que contribui para os impactos totais, que também se deve aos processos de extrusão do alumínio para formar tubos.

Seguidamente, no que diz respeito à fase de produção, o indicador que apresenta uma maior contribuição para os impactos totais é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, devido ao transporte dos tubos na Europa por camião. Seguidamente, podemos verificar que o segundo indicador que mais contribui para os impactos nesta fase é o do uso do solo, que se deve também ao transporte dos tubos na Europa por camião. Em terceiro lugar podemos verificar que o indicador da depleção de recursos marinhos é o que contribui para os impactos totais, que se deve ao processo de soldadura dos tubos para produzir o quadro. Já no ciclo de vida completo, podemos constatar que apenas o indicador da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas apresenta resultados significativos, sendo estes devido aos processos de recolha e processamento de sucata de alumínio para reciclagem e posterior re-introdução no sistema.

### Fibra de Carbono

Neste caso serão analisadas as diferenças entre os cenários de produção de quadros de aço em Portugal e em Taiwan, ambos com o mesmo fim-de-vida, a deposição em aterro. No quadro abaixo podemos verificar os resultados obtidos para cada indicador de impacto específico.

Tabela 4.22 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida aterro.

Categoria de Impacte	Carbono PT Aterro	Carbono TW Aterro	Unidade
Acidificação	6,04E-02	8,97E-02	molc H <sup>+</sup> eq
Alterações Climáticas	1,01E+01	1,30E+01	kg CO <sub>2</sub> eq
Ecotox. para sistemas dulçaquícolas	1,27E+02	1,42E+02	CTUe
Eutrofização em sistemas dulçaquícolas	2,14E-03	2,79E-03	kg P eq
Toxicidade humana, efeitos cancerígenos	4,84E-07	6,24E-07	CTUh
Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos	3,06E-06	4,09E-06	CTUh
Radiação Ionizante - ecossistema	1,77E-06	2,88E-06	CTUe
Radiação ionizante - saúde humana	4,85E-01	7,45E-01	kBq U235 eq
Uso do solo	1,46E+01	2,08E+01	kg C deficit
Eutrofização em sistemas marinhos	2,09E-02	2,70E-02	kg N eq
Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis	6,75E-04	9,01E-04	kg Sb eq
Depleção da camada do ozono	6,92E-07	1,04E-06	kg CFC-11 eq
Partículas PM2.5	6,54E-03	8,89E-03	kg PM <sub>2.5</sub> eq
Formação de ozono fotoquímico	4,41E-02	6,23E-02	kg NMVOC eq
Eutrofização terrestre	1,42E-01	2,10E-01	molc N eq
Depleção de recursos marinhos	3,53E+00	4,96E+00	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq

Da observação da tabela acima podemos constatar que o cenário de produção em Taiwan apresenta valores superiores em todas as categorias de impacto analisadas. Da análise de ambos os sistemas de produto no OpenLCA, é possível verificar que esta diferença se deve ao impacto resultante dos processos de transporte do quadro já produzido de Taiwan para ser armazenado e utilizado na Europa.

Na figura abaixo é possível comparar os resultados do indicador relativo nos dois cenários. Para cada indicador, o resultado máximo é definido como 100% e os resultados do outro cenário (que apresenta o valor mínimo) são exibidos em relação a esse resultado. Da observação da figura abaixo podemos constatar que à exceção do indicador de ecotoxicologia para sistemas dulçaquícolas (que apresenta uma diferença na ordem dos 11%), é verificada uma discrepância entre os 20% e os 40% nos resultados obtidos para cada cenário em cada uma das categorias de impacto. Novamente, pode-se verificar que se mantém a tendência de valores mais elevados no cenário da produção em Taiwan.

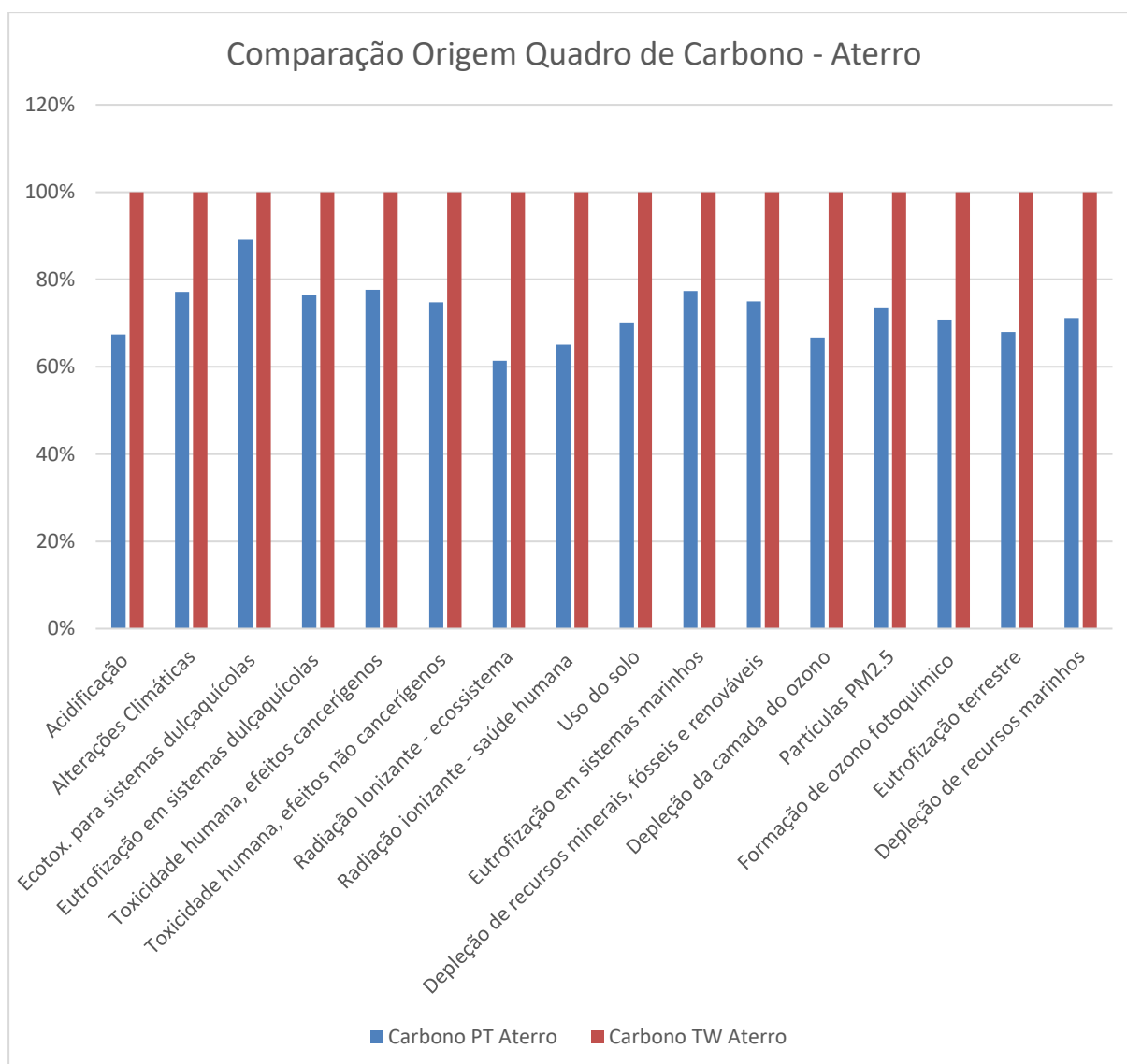


Figura 4.23 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Portugal e em Taiwan com fim-de-vida aterro.

De seguida serão analisadas as diferenças entre os cenários de fim-de-vida deposição em aterro e incineração de quadros de fibra de carbono produzidos em Portugal. No quadro abaixo podemos verificar os resultados obtidos para cada indicador de impacto específico.

Tabela 4.23 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Portugal com fim-de-vida incineração e deposição em aterro.

Categoria de Impacte	Carbono PT Aterro	Carbono PT Incineração	Unidade
<b>Acidificação</b>	6,04E-02	6,07E-02	molc H <sup>+</sup> eq
<b>Alterações Climáticas</b>	1,01E+01	1,25E+01	kg CO <sub>2</sub> eq



<b>Categoria de Impacte</b>	<b>Carbono PT Aterro</b>	<b>Carbono PT Incineração</b>	<b>Unidade</b>
<b>Ecotox. para sistemas dulçaquícolas</b>	1,27E+02	1,60E+02	CTUe
<b>Eutrofização em sistemas dulçaquícolas</b>	2,14E-03	2,14E-03	kg P eq
<b>Toxicidade humana, efeitos cancerígenos</b>	4,84E-07	4,99E-07	CTUh
<b>Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos</b>	3,06E-06	2,92E-06	CTUh
<b>Radiação Ionizante - ecossistema</b>	1,77E-06	1,76E-06	CTUe
<b>Radiação ionizante - saúde humana</b>	4,85E-01	4,84E-01	kBq U235 eq
<b>Uso do solo</b>	1,46E+01	1,45E+01	kg C deficit
<b>Eutrofização em sistemas marinhos</b>	2,09E-02	2,06E-02	kg N eq
<b>Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis</b>	6,75E-04	6,75E-04	kg Sb eq
<b>Depleção da camada do ozono</b>	6,92E-07	6,92E-07	kg CFC-11 eq
<b>Partículas PM2.5</b>	6,54E-03	6,54E-03	kg PM <sub>2.5</sub> eq
<b>Formação de ozono fotoquímico</b>	4,41E-02	4,43E-02	kg NMVOC eq
<b>Eutrofização terrestre</b>	1,42E-01	1,44E-01	molc N eq
<b>Depleção de recursos marinhos</b>	3,53E+00	3,53E+00	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq

Da observação da tabela acima podemos constatar que cenário da incineração apresenta o valor máximo em seis indicadores (acidificação, alterações climáticas, ecotoxicologia para sistemas dulçaquícolas, toxicidade humana – efeitos cancerígenos, formação de ozono fotoquímico e eutrofização terrestre), o cenário da deposição em aterro apresenta o valor máximo em cinco indicadores (toxicidade humana – efeitos não cancerígenos, radiação ionizante – ecossistema, radiação ionizante – saúde humana, uso do solo e eutrofização em sistemas marinhos) e que ambos os cenários apresentam o mesmo valor em cinco indicadores (eutrofização em sistemas dulçaquícolas, depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis, depleção da camada do ozono, partículas PM<sub>2.5</sub> e depleção de recursos marinhos).

Na figura abaixo é possível comparar os resultados do indicador relativo nos dois cenários. Para cada indicador, o resultado máximo é definido como 100% e os resultados do outro cenário (que apresenta o valor mínimo) são exibidos em relação a esse resultado. É possível observar que as diferenças de resultado entre ambos os cenários não são muito significativas (menos de 3% em cada indicador de impacto) à exceção dos indicadores de alterações climáticas e ecotoxicologia para sistemas dulçaquícolas em que o cenário de incineração apresenta os valores de impacto de 20% e 21%, respetivamente, superiores aos da deposição em aterro.

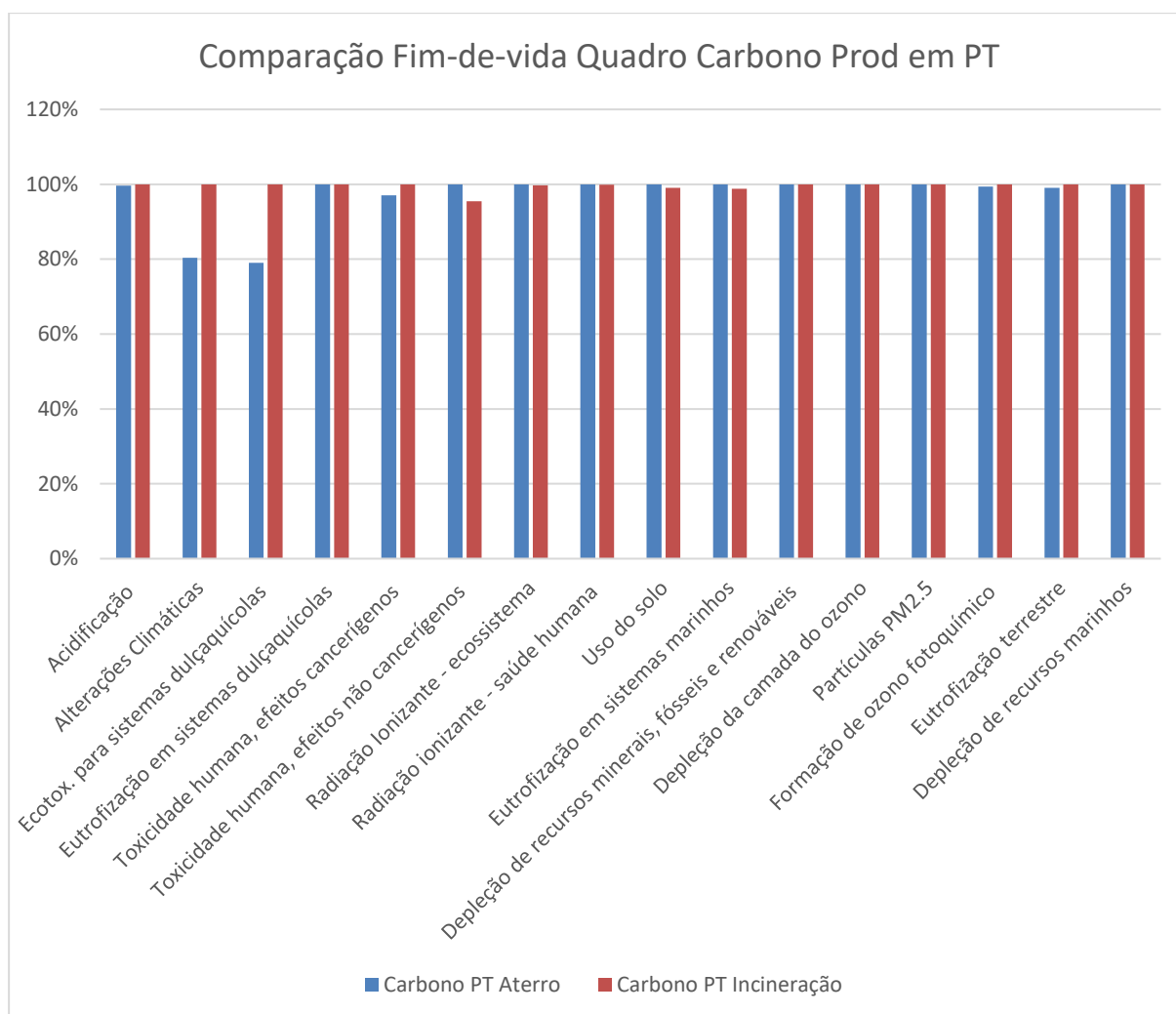


Figura 4.24 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Portugal com fim-de-vida incineração e deposição em aterro.

De seguida serão analisadas as diversas fases do ciclo de vida de produção de um quadro de bicicleta de fibra de carbono em Taiwan com fim-de-vida deposição em aterro. Foi escolhido o cenário da produção em Taiwan por se tratar do que apresenta maiores impactes no ciclo de vida completo. Na tabela seguinte podemos constatar os valores obtidos em cada um dos indicadores de impacte estudados, em cada uma das fases do ciclo de vida do produto.

Tabela 4.24 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados em cada uma das fases do ciclo de vida do cenário de produção de um quadro de fibra de carbono em Taiwan com fim-de-vida deposição em aterro.

Categoria de Impacte	Unidade	Extração da Matéria-Prima	Transformação Primária	Transformação Secundária	Produção	Ciclo de Vida Completo
Acidificação	molc H <sup>+</sup> eq	4,74E-03	1,37E-02	1,97E-02	3,20E-02	8,97E-02
Alterações Climáticas	kg CO <sub>2</sub> eq	1,44E+00	1,36E+00	2,57E+00	5,22E+00	1,30E+01
Ecotox. para sistemas dulçaquícolas	CTUe	1,25E+00	1,18E+01	1,84E+01	3,50E+01	1,45E+02
Eutrofização em sistemas dulçaquícolas	kg P eq	1,14E-05	3,12E-04	8,30E-04	1,50E-03	2,79E-03
Toxicidade humana, efeitos cancerígenos	CTUh	2,52E-08	4,47E-08	1,60E-07	3,37E-07	6,24E-07
Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos	CTUh	1,42E-08	5,16E-07	1,28E-06	1,57E-06	4,09E-06
Radiação Ionizante - ecossistema	CTUe	6,61E-10	1,94E-07	7,77E-07	1,31E-06	2,88E-06
Radiação ionizante - saúde humana	kBq U235 eq	1,54E-04	3,79E-02	2,45E-01	3,60E-01	7,45E-01
Uso do solo	kg C deficit	7,57E-03	2,21E+00	2,76E+00	1,15E+01	2,08E+01
Eutrofização em sistemas marinhos	kg N eq	8,51E-04	1,15E-02	3,82E-03	6,29E-03	2,70E-02
Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis	kg Sb eq	1,14E-06	6,38E-05	2,62E-04	5,15E-04	9,01E-04
Depleção da camada do ozono	kg CFC-11 eq	4,58E-10	1,24E-07	1,78E-07	5,11E-07	1,04E-06
Partículas PM <sub>2.5</sub>	kg PM <sub>2.5</sub> eq	5,39E-04	9,71E-04	2,10E-03	3,87E-03	8,89E-03
Formação de ozono fotoquímico	kg NMVOC eq	4,59E-03	2,25E-03	1,12E-02	3,02E-02	6,23E-02
Eutrofização terrestre	molc N eq	9,27E-03	5,29E-02	4,16E-02	6,03E-02	2,10E-01
Depleção de recursos marinhos	m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq	5,83E-03	2,36E-01	1,86E+00	2,61E+00	4,96E+00

É possível constatar que na fase da extração da matéria-prima, o indicador que apresenta maiores impactes é o do uso do solo, contudo, nas fases de transformação primária, transformação secundária e produção, o indicador que apresenta maiores impactes é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas. Esta tendência mantém-se nos valores obtidos para o ciclo de vida completo do produto, considerando o fim-de-vida deposição em aterro.

A figura 4.25 retrata os resultados relativos para cada um dos indicadores de impacto analisados neste cenário e a respetiva contribuição para os impactes causados por cada uma das fases do ciclo de vida.

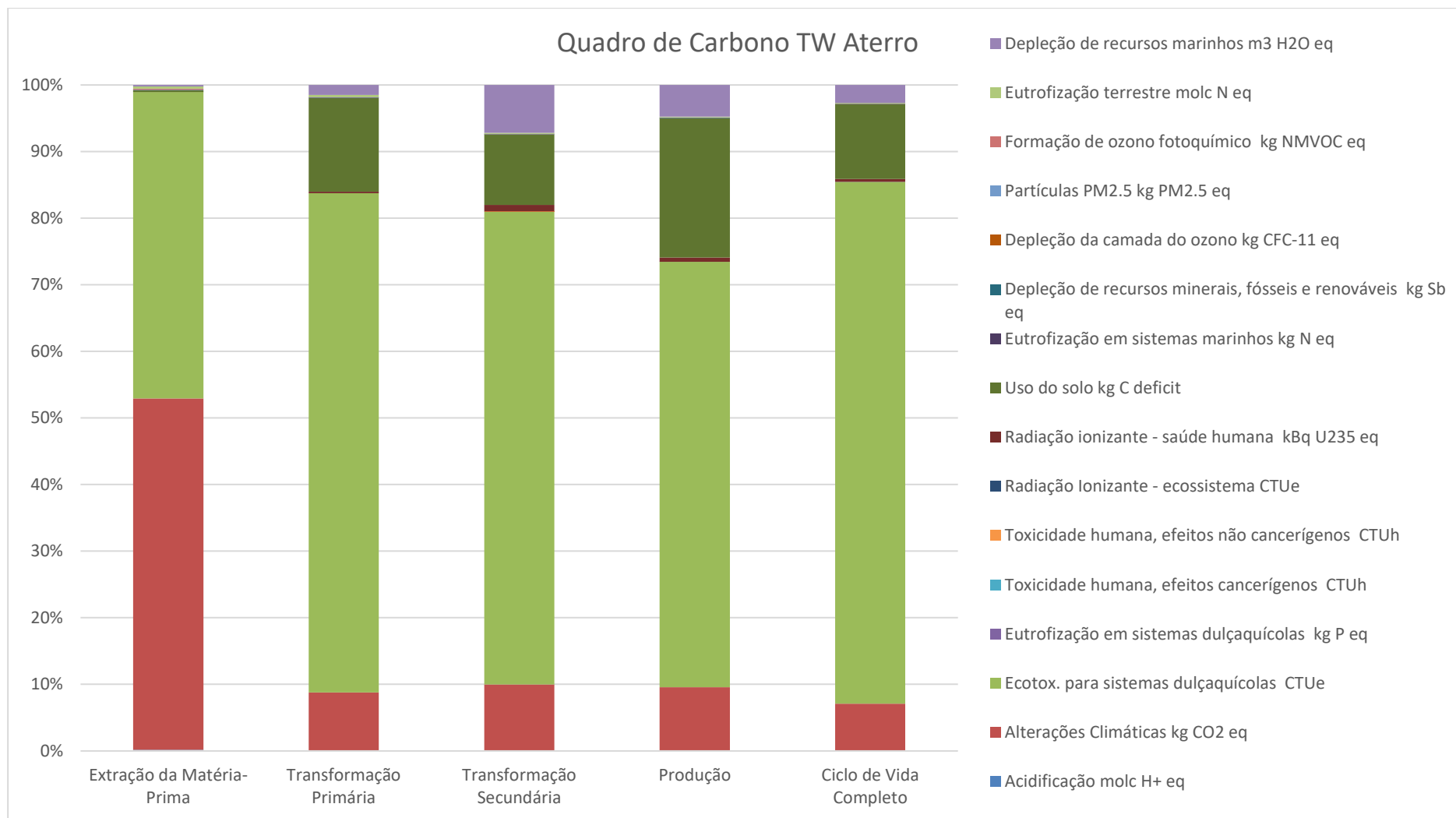


Figura 4.25 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em fibra de carbono em Taiwan com fim-de-vida aterro.

No caso da extração da matéria-prima, a categoria de impacto que apresenta uma maior contribuição é a das alterações climáticas, que se deve aos efeitos resultantes da extração do petróleo. Seguidamente, o indicador que apresenta a segunda maior contribuição para os impactos verificados nesta fase consiste no da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, devido à produção de propileno resultante da extração de petróleo. Todas as outras categorias de impacto analisadas apresentam resultados residuais na contribuição para os impactos totais desta fase.

Na fase da transformação primária, o indicador que apresenta uma maior contribuição para os impactos totais é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, devido aos efeitos da produção de cobre resultantes do processo produtivo do acrilonitrilo. Seguidamente, podemos verificar que o segundo indicador que mais contribui para os impactos nesta fase é o do uso do solo, que se deve aos processos de produção de amónia resultantes do processo de produção do acrilonitrilo. Em terceiro lugar podemos verificar que o indicador das alterações climáticas é o que contribui para os impactos totais, também devido aos processos de produção de amónia resultantes do processo de produção do acrilonitrilo.

O ciclo de vida completo verifica a mesma tendência no peso de cada indicador para a contribuição total de impactos que as fases de transformação secundária e produção. Sendo, portanto, ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas, uso do solo, alterações climáticas e depleção de recursos marinhos. No caso da transformação secundária, estes efeitos devem-se maioritariamente ao processo de produção de fibra de vidro. No caso da produção, estes efeitos devem-se também maioritariamente ao processo de montagem do quadro com recurso a resinas de polyester. Já no ciclo de vida completo (inclui fim-de-vida deposição em aterro), os efeitos devem-se, respetivamente, ao tratamento de polypropileno em aterro, ao processo de montagem do quadro com recurso a resinas de polyester, novamente ao processo de montagem do quadro com recurso a resinas de polyester e ao processo de montagem do quadro com recurso a resinas de polyester.

#### Todos os materiais – Produção em Portugal

Por último, foi feita uma análise comparativa entre todos os cenários com produção em Portugal, considerando os diversos materiais estudados e os respetivos fins-de-vida considerados para cada um. Na tabela abaixo podemos verificar os resultados obtidos para cada indicador de impacto específico

Tabela 4.25 - Resultados obtidos para cada um dos indicadores de impacto analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta aço, alumínio e fibra de carbono em Portugal.

Categoria de Impacte	Aço PT Aterro	Aço PT Recic	Alumínio PT Recic	Carbono PT Aterro	Carbono PT Inciner
<b>Acidificação (molc H<sup>+</sup> eq)</b>	3,48E-02	3,47E-02	2,59E-01	6,04E-02	6,07E-02
<b>Alterações Climáticas (kg CO<sub>2</sub> eq)</b>	6,54E+00	6,48E+00	4,26E+01	1,01E+01	1,25E+01
<b>Ecotox. para sistemas dulçaquícolas (CTUe)</b>	1,84E+02	1,86E+02	6,96E+03	1,27E+02	1,60E+02

Categoria de Impacte	Aço PT Aterro	Aço PT Recic	Alumínio PT Recic	Carbono PT Aterro	Carbono PT Inciner
Eutrofização em sistemas dulçaquícolas (kg P eq)	4,27E-03	4,32E-03	1,14E-02	2,14E-03	2,14E-03
Toxicidade humana, efeitos cancerígenos (CTUh)	5,56E-06	5,57E-06	6,40E-06	4,84E-07	4,99E-07
Toxicidade humana, efeitos não cancerígenos (CTUh)	6,88E-06	6,95E-06	1,01E-05	3,06E-06	2,92E-06
Radiação Ionizante – ecossistema (CTUe)	1,66E-06	1,66E-06	3,30E-06	1,77E-06	1,76E-06
Radiação ionizante - saúde humana (kBq U235 eq)	3,91E-01	3,93E-01	8,43E-01	4,85E-01	4,84E-01
Uso do solo (kg C deficit)	1,26E+01	1,10E+01	4,00E+01	1,46E+01	1,45E+01
Eutrofização em sistemas marinhos (kg N eq)	6,77E-03	6,69E-03	3,81E-02	2,09E-02	2,06E-02
Depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis (kg Sb eq)	7,28E-04	7,33E-04	6,22E-04	6,75E-04	6,75E-04
Depleção da camada do ozono (kg CFC-11 eq)	5,58E-07	5,52E-07	1,26E-06	6,92E-07	6,92E-07
Partículas PM2.5 (kg PM <sub>2.5</sub> eq)	6,29E-03	6,17E-03	4,16E-02	6,54E-03	6,54E-03
Formação de ozono fotoquímico (kg NMVOC eq)	2,52E-02	2,49E-02	1,10E-01	4,41E-02	4,43E-02
Eutrofização terrestre (molc N eq)	7,23E-02	7,16E-02	4,02E-01	1,42E-01	1,44E-01
Depleção de recursos marinhos (m <sup>3</sup> H <sub>2</sub> O eq)	5,81E+00	5,86E+00	2,84E+01	3,53E+00	3,53E+00

Da observação da tabela acima podemos constatar que cenário da produção de quadro de alumínio em Portugal com fim-de-vida reciclagem apresenta o valor mais elevado em todas as categorias de impacto, exceto no caso da depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis em que o aço apresenta o valor mais elevado ( $>7,28 \times 10^{-4}$ ).

Uma vez que a normalização e agregação de indicadores de Análise de Ciclo de Vida comporta um elevado grau de incerteza, na tabela abaixo são apresentados os resultados relativos (não normalizados) dos resultados obtidos nos cinco cenários analisados. Ainda assim, na figura 4.24 são apresentados os resultados normalizados para os cinco cenários de produção de quadro em Portugal.

Na figura abaixo é possível comparar os resultados do indicador relativos aos cinco cenários. Para cada indicador, o resultado máximo é definido como 100% e os resultados do outro cenário (que apresenta o valor mínimo) são exibidos em relação a esse resultado. É possível observar que em dois dos indicadores (toxicidade humana, efeitos cancerígenos e toxicidade humana, efeitos não cancerígenos) a diferença entre o cenário de produção de quadro de alumínio face aos restantes cenários encontra-se entre os 20-40%. Na maioria dos indicadores (11 indicadores) é possível verificar que as diferenças se encontram entre os 40-80%, enquanto que em 3 indicadores (ecotoxicologia em sistemas dulçaquícolas, partículas PM<sub>2.5</sub>, depleção de recursos marinhos) as diferenças entre o cenário de produção de quadro de alumínio face aos restantes cenários se situam entre os 80-100%.

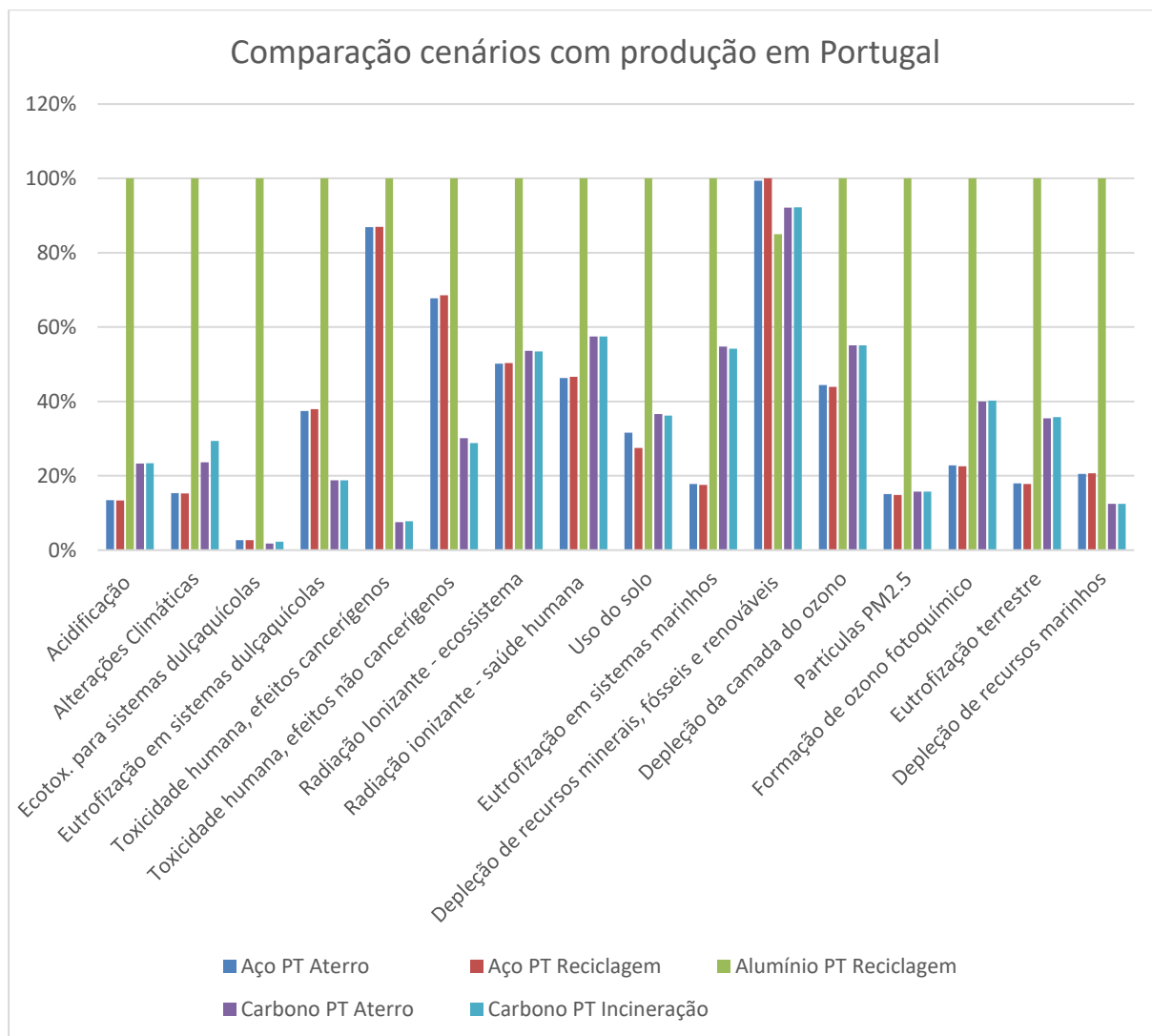


Figura 4.26 - Resultados relativos para cada um dos indicadores de impacte analisados nos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço, alumínio e fibra de carbono em Portugal.

Na figura seguinte apresentam-se os resultados normalizados de acordo com a metodologia EC-JRC Global e agregados com uma ponderação de 0,06667 igual para todos os indicadores de impacte de todos os cenários de produção de quadros em Portugal.

## Comparação entre quadros produzidos em Portugal (valores normalizados)

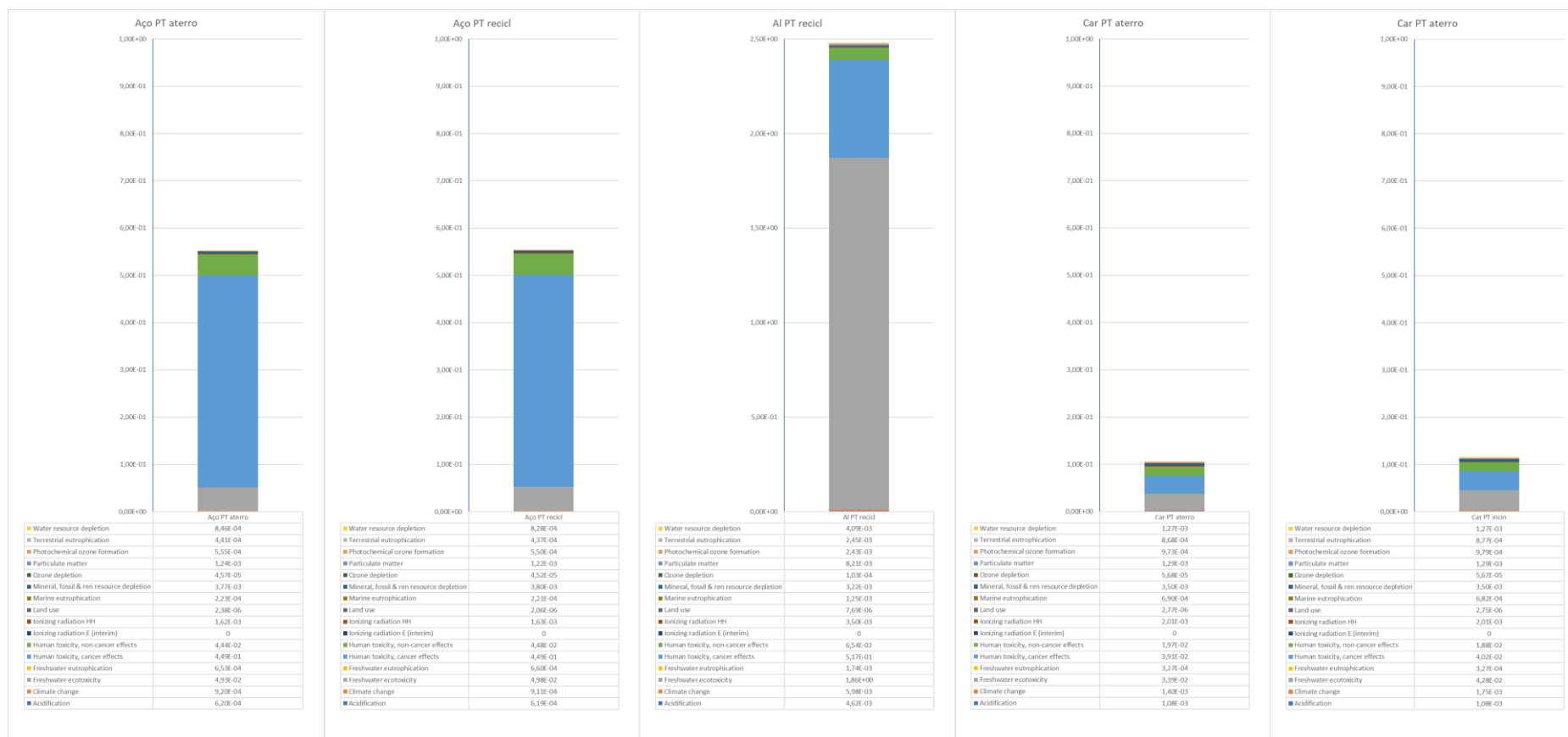


Figura 4.27 - Resultados normalizados para cada um dos indicadores de impacto analisados para cada um dos cenários de produção de quadro de bicicleta em aço, alumínio e fibra de carbono em Portugal.

Das figuras anteriores constata-se que o quadro de alumínio consiste no maior gerador de pressões comparativamente a todos os outros cenários analisados.



Quando analisamos os contributos de cada indicador para a pegada total, constatamos que no cenário do alumínio não se verifica a mesma tendência de distribuição dos indicadores. Enquanto que no quadro de aço e de fibra de carbono, o indicador que contribui mais para a pegada total é o da Toxicidade humana, efeitos cancerígenos, no caso do alumínio é o da Ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas. Para todos os cenários analisados com exceção do alumínio, a influência das diferentes fases de ciclo de vida para todos os indicadores reflete a poluição característica de cada fase do ciclo de vida. No caso do alumínio com consumos de energia cerca de 10 vezes superior ao aço (The conversation, 2012) e, substancialmente maiores do que os da fibra de carbono, a fase de processamento para reciclagem do alumínio domina todos os indicadores analisados face às restantes fases (ver gráficos do capítulo 4).

## 5 Conclusões

O presente capítulo é organizado em três partes: principais conclusões, limitações e recomendações para desenvolvimentos futuros. A componente 5.1 consiste na apresentação das conclusões retiradas dos resultados obtidos tendo em conta o objetivo e perguntas de investigação do estudo realizado. Em 5.2 e 5.3 são apresentadas, respetivamente, as limitações encontradas no desenvolvimento do presente trabalho e recomendações e sugestões para estudos futuros para os quais o presente trabalho pode servir de ponto de partida ou fonte de informação.

### 5.1 Principais conclusões

A realização do presente estudo permitiu avaliar as diferenças entre vários cenários de produção de quadros de bicicleta, comparando a produção em Portugal e em Taiwan, a produção de quadros a partir de aço, alumínio e fibra de carbono e a comparação entre diversas opções de fim-de-vida dos produtos (deposição em aterro, reciclagem e incineração) com vista à resposta das perguntas de investigação propostas no capítulo 1 (Introdução).

Terminada a Análise do Ciclo de Vida da produção de um quadro de bicicleta, é possível concluir que os processos que mais contribuem para o aumento dos resultados obtidos nos diversos indicadores de impacto estudados são a extração de matéria-prima e os processos de transporte, independentemente do material em análise.

Da análise dos resultados obtidos pelos diversos indicadores de impacto do método ILCD 2011 midpoint, foi possível concluir que o quadro de alumínio foi o que apresentou o pior desempenho em todos os indicadores analisados, à exceção do indicador depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis em que o aço apresenta o valor mais elevado ( $>7,28 \times 10^{-4}$ ). De acordo com os resultados obtidos, o processo que contribui mais para os valores obtidos para o quadro alumínio é o da produção de alumínio primário.

Relativamente ao local de produção, nos cenários do quadro de aço, o cenário da produção em Taiwan apresenta valores superiores em todas as categorias de impacto, excetuando em duas, toxicidade humana, efeitos cancerígenos e depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis. Da análise de ambos os sistemas de produto no OpenLCA, é possível verificar que os resultados obtidos nestes dois indicadores se devem ao impacto resultante do transporte de camiões desde a fábrica dos tubos de aço na Alemanha até à fábrica de produção do quadro em Águeda.

No caso dos quadros de alumínio e de fibra de carbono, o cenário da produção em Taiwan apresenta valores superiores em todas as categorias de impacto analisadas. Da análise de ambos os sistemas de produto no OpenLCA, é possível verificar que esta diferença se deve ao impacto resultante dos processos de transporte do quadro já produzido de Taiwan para ser armazenado e utilizado na Europa.

Esperava-se que a fibra de carbono fosse o material a apresentar maiores impactes ambientais, contudo, tal não se verificou. Estes resultados podem dever-se ao facto de ter sido utilizada a fibra de vidro como substituto da fibra de carbono em alguns processos (transformação secundária e produção do quadro de bicicleta) devido a limitações na ecoinvent v3.4.

Inicialmente encontrava-se previsto um estudo mais intensivo das opções de fim-de-vida para os diversos materiais usados neste estudo, contudo, tal não se verificou devido a carências na base de dados ecoinvent v3.4. No caso do alumínio não foi possível tirar conclusões em relação ao fim-de-vida dado que apenas foi estudada a opção da reciclagem.

Relativamente ao quadro de aço, foram estudadas as diferenças entre a deposição em aterro e a reciclagem, sendo que em ambos os cenários analisados se verificou o valor máximo em igual número (oito) de indicadores de impacte. Da análise de ambos os sistemas de produto no OpenLCA, verificou-se que embora o cenário da reciclagem implique que não seja necessário extrair tantos recursos da ecosfera, os processos de triagem, compressão e preparação do aço para reciclagem são responsáveis pelos valores mais elevados verificados nestes oito indicadores de impacte. Assim, não foi possível retirar conclusões neste estudo acerca de qual das opções apresenta maiores impactes.

Finalmente, no caso do quadro de fibra de carbono, no cenário da incineração verificou-se o valor máximo em seis indicadores (acidificação, alterações climáticas, ecotoxicologia para sistemas dulçaquícolas, toxicidade humana – efeitos cancerígenos, formação de ozono fotoquímico e eutrofização terrestre), no cenário da deposição em aterro verificou-se o valor máximo em cinco indicadores (toxicidade humana – efeitos não cancerígenos, radiação ionizante – ecossistema, radiação ionizante – saúde humana, uso do solo e eutrofização em sistemas marinhos) e verificou-se também que ambos os cenários apresentam o mesmo valor em cinco indicadores (eutrofização em sistemas dulçaquícolas, depleção de recursos minerais, fósseis e renováveis, depleção da camada do ozono, partículas PM<sub>2.5</sub> e depleção de recursos marinhos). Estes resultados mostraram-se inconclusivos acerca de qual o cenário que apresenta maiores impactes.

A partir dos resultados obtidos, pode concluir-se que a opção mais sustentável de escolha para o consumidor é a compra de uma bicicleta com um quadro de fibra de carbono, em segundo lugar uma bicicleta com um quadro de aço e em terceiro lugar uma bicicleta com um quadro de alumínio. Em todos os casos é preferível que o quadro de bicicleta seja produzido em Portugal e não em Taiwan, não exigindo assim que seja transportado por longas distâncias para chegar até ao consumidor final. Do ponto de vista de fim-de-vida, são necessários estudos adicionais mais pormenorizados para se poder concluir qual a opção mais vantajosa do ponto de vista ambiental e de sustentabilidade.

Num estudo conduzido por Agyekum *et al.*, em que foi avaliado o impacte ambiental e social de quadros de bicicletas feitos de bambu ganense selvagem, concluiu-se que o impacto ambiental global do quadro da bicicleta de bambu é cerca de 50% menor do que o alumínio e cerca de 30% menos do que os quadros de bicicletas de aço, o que implica que o impacte ambiental do aço é inferior ao do alumínio. Esta conclusão encontra-se de acordo com os resultados obtidos na presente dissertação.

Num estudo conduzido por Coelho *et al.* em 2015 com o intuito de realizar uma ACV de uma bicicleta com recurso ao software SimaPRO, concluiu-se que as rodas, a forqueta e o quadro são os componentes da bicicleta com maiores impactes ambientais, no que diz respeito ao consumo energético e as alterações climáticas. Esta constatação permite suportar a afirmação de que o quadro consiste numa boa representação da bicicleta no seu todo. Adicionalmente, também se concluiu que o alumínio constitui o material que apresenta maiores impactes, o que se encontra de acordo com os resultados obtidos neste estudo.

Em relação às fases do ciclo de vida dos quadros analisados, podemos concluir que a fase da extração da matéria-prima (nos três materiais analisados) apresenta valores elevados no indicador do uso do solo, sendo portanto, o indicador que contribui mais para o impacte resultante desta fase. Nas restantes fases, bem como o ciclo de vida total, o indicador que apresenta um maior contributo para os impactes verificados é o da ecotoxicidade para sistemas dulçaquícolas.

Dado que os estudos existentes na literatura relativamente à Análise de Ciclo de Vida de bicicletas são pouco extensos, considera-se que o presente estudo poderá contribuir para o aumento da informação disponível relativamente ao material mais sustentável para quadros de bicicletas.

## 5.2 Principais limitações

Durante a elaboração deste estudo foram encontradas algumas limitações que condicionaram o rumo tomado ao longo desta dissertação. Inicialmente estava previsto elaborar o estudo apenas com dados reais de produção de bicicletas, contudo, devido à falta de disponibilidade por parte das empresas produtoras contactadas, apenas foi possível obter dados para a produção de quadros de bicicleta em aço. A falta de dados leva à utilização de bases que, por vezes, estão desactualizadas e apresentam valores aproximados com alguma margem de erro em relação ao valor real.

A nível mais técnico, uma das principais limitações foi o facto de existirem algumas carências na base de dados ecoinvent v3.4, nomeadamente, a falta de dados relativos à produção de fibra de carbono e a falta de dados relativos à reciclagem e deposição de alumínio em aterro, o que se manifestou a nível da construção dos sistemas de produto para o Alumínio e a Fibra de Carbono. Adicionalmente, este facto também limitou a obtenção de conclusões acerca de qual a melhor opção de fim-de-vida no caso do sistema de produto do alumínio.

## 5.3 Desenvolvimentos futuros

A realização desta dissertação resultou na exploração de vários temas e áreas de interesse para a indústria de produção de bicicletas que poderão ser do interesse de quem pretender aprofundar este estudo. Uma análise que seria interessante realizar seria chegar a uma conclusão acerca da fase do ciclo de vida da bicicleta - entre extracção da matéria-prima, transformação dessa matéria-prima, produção e fim-de-vida - que apresenta maiores impactes ambientais.

Inicialmente tinha-se previsto desenvolver uma ACV da bicicleta na sua totalidade, isto é, considerando também os ciclos de vida dos seus componentes e não apenas do seu quadro, com vista à retirada de conclusões acerca de quais os componentes que apresentam maiores impactes ambientais. No entanto não foi possível realizar esta análise devido à falta de interesse das empresas fabricantes.

Uma análise interessante seria aprofundar melhor o tema do fim-de-vida dos produtos em análise, elaborando uma recolha de informação acerca das opções ambientalmente mais desejáveis para cada um dos cenários apresentados.

Adicionalmente, o estudo que foi feito considerou apenas bicicletas convencionais, contudo, seria interessante realizar um estudo semelhante com bicicletas elétricas, dado que este meio de transporte se tem vindo a demarcar como um *game changer* na indústria dos transportes. Algo que poderia ser relevante para o consumidor, tanto na escolha de bicicletas convencionais como elétricas, seria a criação de um rótulo ambiental para bicicletas que apresentem menos impactes no seu ciclo de vida. A exploração deste tema seria interessante considerar em desenvolvimentos futuros.

## 6 Referências

- Agyekum, E. O., Fortuin, K. P. J. K., & van der Harst, E. (2017). Environmental and social life cycle assessment of bamboo bicycle frames made in Ghana. *Journal of Cleaner Production*, 143, 1069–1080. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.012>
- Alcobia, B. (2009). Desenvolvimento de um modelo conceptual para a Análise do Ciclo de Vida (ACV) de tecnologias de tratamento e valorização de óleos usados. Retrieved from <http://run.unl.pt/handle/10362/3578>
- Baldini, C., Gardoni, D., & Guarino, M. (2017). A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production*, 140, 421–435. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.078>
- Bloomberg. (2018). Europe's Largest Aluminum Producer Is Dodging U.S. Tariffs. Retrieved October 14, 2018, from <https://www.bloomberg.com/news/articles/2018-06-12/europe-s-largest-aluminum-producer-is-dodging-u-s-tariffs>
- Bob Brown Cycles. (2012). Construção de quadros de aço com lugs. Retrieved May 26, 2017, from <http://www.bobbrowncycles.com/images/gallery/bb5.jpg>
- Burchart-Korol, D. (2013). Life cycle assessment of steel production in Poland: A case study. *Journal of Cleaner Production*, 54, 235–243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.031>
- Cherry, C. R., Weinert, J. X., & Xinmiao, Y. (2009). Comparative environmental impacts of electric bikes in China. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 14(5), 281–290. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2008.11.003>
- CML. (2015). Mobilidade Ciclável. Retrieved January 25, 2017, from <http://www.cm-lisboa.pt/viver/mobilidade/mobilidade-ciclavel>
- Coelho, M. C., & Almeida, D. (2015). Cycling mobility - A life cycle assessment based approach. *Transportation Research Procedia*, 10(July), 443–451. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2015.09.094>
- COLIBI-COLIPED. (2014). European Bicycle Market 2014 Edition, 68. Retrieved from <http://raivereniging.nl/ecm/?id=workspace://SpacesStore/2dcf4ea4-c647-4303-95a8-ac0045f8448b>
- COLIBI. (2016). 2016 edition Industry & Market Profile.
- Composites World. (2016). Supply and demand: Advanced fibers (2017). Retrieved October 14, 2018, from <https://www.compositesworld.com/articles/supply-and-demand-advanced-fibers-2016>

- CONEBI. (2017). 2017 edition Industry & Market Profile. Retrieved from <https://www.raivereniging.nl/ecm/?id=workspace://SpacesStore/072e2902-93de-4eb5-99dd-25227982fcaa>
- Curran, M. A. (2006). A Brief History of Life-Cycle Assessment. *Life Cycle Assessment: Principles and Practice*, 2.
- Cycling UK. (2018). New Vision for Cycling | Cycling UK. Retrieved June 11, 2018, from <https://www.cyclinguk.org/campaign/new-vision-for-cycling>
- CyclingTips. (2014). A tour of Giant's Taichung factory. Retrieved September 8, 2018, from <https://cyclingtips.com/2015/02/a-tour-of-giants-taichung-factory/>
- Dave, S. (2010). Life Cycle Assessment of Transportation Options for Commuters, 1–16.
- Ecoinvent Centre. (2017a). Aluminium production, primary, ingot - UN-OCEANIA. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–6.
- Ecoinvent Centre. (2017b). Bauxite mine operation - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–6.
- Ecoinvent Centre. (2017c). Drawing of pipe, steel - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–7.
- Ecoinvent Centre. (2017d). Glass fibre production - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–6.
- Ecoinvent Centre. (2017e). Glass fibre reinforced plastic production, polyester resin, hand lay-up - RER. *Eco- Innovation BIOCHEM*, 3–6.
- Ecoinvent Centre. (2017f). Iron mine operation and iron ore beneficiation to 65% Fe - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–6.
- Ecoinvent Centre. (2017g). Market for steel, low-alloyed, hot rolled - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 2–3.
- Ecoinvent Centre. (2017h). Petroleum and gas production, off-shore - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–6.
- Ecoinvent Centre. (2017i). Section bar extrusion, aluminium - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–6.
- Ecoinvent Centre. (2017j). Sohio process - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–6.
- Ecoinvent Centre. (2017k). Treatment of aluminium scrap, post-consumer, by collecting, sorting, cleaning, pressing - RER. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–7.
- Ecoinvent Centre. (2017l). Treatment of waste polypropylene, municipal incineration - GLO. *Ecoinvent*

### 3.4 Dataset Documentation, 3–6.

- Ecoinvent Centre. (2017m). Treatment of waste polypropylene, sanitary landfill - GLO. *Ecoinvent 3.4 Dataset Documentation*, 3–7.
- Europeam Comission. (2012). Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods Database and supporting information. <https://doi.org/10.2788/60825>
- European Comission. (2014). *Quality of transport*. <https://doi.org/10.2832/783021>
- European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. (2010). *General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook*. <https://doi.org/10.2788/38479>
- European Cyclists' Federation. (2016). Capital Cities | ECF. Retrieved May 18, 2017, from <https://ecf.com/resources/cycling-facts-and-figures/capital-cities>
- European Cyclists' Federation. (2017). Cycling Facts and Figures. Retrieved June 11, 2018, from <https://ecf.com/resources/cycling-facts-and-figures>
- European Cyclists' Federation ASBL. (2011). *Cycle More Often 2 Cool Down the Planet - Quantifying CO2 Savings of Cycling*. Retrieved from [www.ecf.com](http://www.ecf.com)
- European Environment Agency. (1997). *Life Cycle Assessment: A guide to approaches, experiences and information sources. Environmental Issues Series*.
- Fray, D. (2016). Advances in Titanium Production. *Elsevier*, 1–9. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803581-8.03599-2>
- GaBi. (2018). What is GaBi Software: GaBi Software. Retrieved March 26, 2018, from <http://www.gabi-software.com/america/overview/what-is-gabi-software/>
- Green Delta. (2018). openLCA modeling suite | openLCA.org. Retrieved March 26, 2018, from <http://www.openlca.org/openlca/>
- Helbig, C., Gemechu, E. D., Pillain, B., Young, S. B., Thorenz, A., Tuma, A., & Sonnemann, G. (2016). Extending the geopolitical supply risk indicator: Application of life cycle sustainability assessment to the petrochemical supply chain of polyacrylonitrile-based carbon fibers. *Journal of Cleaner Production*, 137, 1170–1178. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.214>
- Herrmann, I. T., & Moltesen, A. (2015). Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose? - A comparative assessment of SimaPro and GaBi. *Journal of Cleaner Production*, 86, 163–169. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.004>
- Hobart King. (2017). Bauxite: The principal ore of aluminum. Retrieved February 3, 2017, from



<http://geology.com/minerals/bauxite.shtml>

- Hydro. (2016). Foundry alloys. Retrieved October 14, 2018, from <https://www.hydro.com/en/products/casthouse-products/Foundry-alloys/>
- Hydro. (2017). Hydro's business in Sunndal, Norway. Retrieved October 14, 2018, from <https://www.hydro.com/en/about-hydro/hydro-worldwide/norway/sunndal/>
- ISO. (2006a). Environmental management-life cycle assessment-principles and framework. *Iso 14040*, 46. <https://doi.org/10.1136/bmj.332.7550.1107>
- ISO. (2006b). ISO 14044 - INTERNATIONAL STANDARD assessment — Requirements and guidelines. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2006(7), 652–668. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0297-3>
- ISO. (2014). ISO/TS 14071:2014 - Environmental management -- Life cycle assessment -- Critical review processes and reviewer competencies: Additional requirements and guidelines to ISO 14044:2006. Retrieved May 1, 2018, from <https://www.iso.org/standard/61103.html>
- Jafari, H., Nyberg, A., Osnes, T. L., & Schmitz, A. (2015). Customization in bicycle retailing. *Journal of Retailing and Consumer Services*, 23, 77–90. <https://doi.org/10.1016/j.jretconser.2014.12.004>
- Klöpffer, W. M.-A. C. (2014). *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment*. Springer Science+Business Media Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-8697-3>
- La Rosa, A. D., Banatao, D. R., Pastine, S. J., Latteri, A., & Cicala, G. (2016). Recycling treatment of carbon fibre/epoxy composites: Materials recovery and characterization and environmental impacts through life cycle assessment. *Composites Part B: Engineering*, 104, 17–25. <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2016.08.015>
- Langford, B., Chen, J., & Cherry, C. R. (2014). Comparing safety-related riding behaviors on bicycles and electric bicycles. *Transportation Research Record*, 1–19. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:No+Title#0>
- Liu, G., & Müller, D. B. (2012). Addressing sustainability in the aluminum industry: A critical review of life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 35, 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.030>
- Liu, G., & Müller, D. B. (2012). Addressing sustainability in the aluminum industry: A critical review of life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 35, 108–117. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.030>
- Liu, W., Sang, J., Chen, L., Tian, J., Zhang, H., & Olvera Palma, G. (2015). Life cycle assessment of lead-acid batteries used in electric bicycles in China. *Journal of Cleaner Production*, 108, 1149–

1156. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.026>

Mellino, S., Petrillo, A., Cigolotti, V., Autorino, C., Jannelli, E., & Ulgiati, S. (2017). A Life Cycle Assessment of lithium battery and hydrogen-FC powered electric bicycles: Searching for cleaner solutions to urban mobility. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(3), 1830–1840. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.10.146>

Merriam-Webster. (2013). Definition of Monocoque by Merriam-Webster. Retrieved June 4, 2017, from <https://www.merriam-webster.com/dictionary/monocoque>

Momentum Magazine. (2018). Taiwan: The Cycling Island. Retrieved August 17, 2018, from <https://momentummag.com/taiwan-cycling-island/>

Newcomb, B. A. (2016). Composites : Part A Processing , structure , and properties of carbon fibers. *Composites Part A*, 91, 262–282. <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2016.10.018>

Norgate, T. E., Jahanshahi, S., & Rankin, W. J. (2007). Assessing the environmental impact of metal production processes. *Journal of Cleaner Production*, 15(8–9), 838–848. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.06.018>

Norgate, T. E., & Wellwood, G. (2006). The Potential Applications for Titanium Metal Powder and Their Life Cycle Impacts. *Journal of Materials*, September, 58–63. <https://doi.org/10.1007/s11837-006-0084-y>

Nuss, P., & Eckelman, M. J. (2014). Life cycle assessment of metals: A scientific synthesis. *PLoS ONE*, 9(7), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101298>

Olmez, G. M., Dilek, F. B., Karanfil, T., & Yetis, U. (2016). The environmental impacts of iron and steel industry: A life cycle assessment study. *Journal of Cleaner Production*, 130, 195–201. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.139>

Pato, P. A. M. de O. (2015). Análise do Ciclo de Vida do Cimento : Caso de estudo: Fábrica da Secil-Outão, 152.

Paul Rosen. (1993). The Social Construction of Mountain Bikes.pdf. *Social Studies of Science*, 23, 479–513.

Pedalada. (2017). Tipos de travões que podem ser usados nas bicicletas | Pedalada. Retrieved April 1, 2017, from <http://pedalada.com/artigos/tipos-trav-es-que-podem-ser-usados-bicicletas>

Peloton Magazine. (2014). Materials and Construction Part II. Retrieved May 18, 2017, from <http://pelotonmagazine.com/wisdom/materials-and-construction-part-ii/>

Plickert, S., & Sc, M. (2017). Overview over Iron and Steel Production in Germany, (April).

- Ports.com. (2018a). Port of Taichung, Taiwan to Matsue Port, Japan - Sea route & distance. Retrieved October 14, 2018, from <http://ports.com/sea-route/port-of-taichung,taiwan/mawei-port,china/#/?a=0&b=15585&c=Port of Taichung , Taiwan&d=Matsue, Japan>
- Ports.com. (2018b). Port of Taichung , Taiwan to Den Helder, The Netherlands - Sea route & distance. Retrieved October 14, 2018, from <http://ports.com/sea-route/port-of-taichung,taiwan/mawei-port,china/#/?a=0&b=3027&c=Port of Taichung , Taiwan&d=Port of Den Helder, Netherlands>).
- Ports.com. (2018c). Port of Taichung , Taiwan to Mawei Port, China - Sea route & distance. Retrieved October 14, 2018, from <http://ports.com/sea-route/port-of-taichung,taiwan/mawei-port,china/>
- Portugal Bike Value. (2018). Dados Estatísticos. Retrieved August 17, 2018, from <http://portugalbikevalue.pt/0/pt/dados-estatisticos/>
- Rojac-Rueda, D. et al. (2011). The health risks and benefits of cycling in urban environments compared with car use: health impact assessment study“ 343: d4521. *BMJ*, (343: d4521). <https://doi.org/10.1136/bmj.d452>
- Sayarshad, H., Tavassoli, S., & Zhao, F. (2012). A multi-periodic optimization formulation for bike planning and bike utilization. *Applied Mathematical Modelling*, 36(10), 4944–4951. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2011.12.032>
- Screwfix Community Forum. (2016). Construção de quadros de aço por soldadura TIG. Retrieved May 26, 2017, from <http://community.screwfix.com/threads/learning-to-weld.183914/>
- SGL GROUP, T. C. C. (2018). Business Unit Composites - Fibers & Materials. Retrieved October 14, 2018, from [https://www.sglgroup.com/cms/international/company/business-units/carbon-fibers-and-composite-materials/index.html?\\_\\_locale=en](https://www.sglgroup.com/cms/international/company/business-units/carbon-fibers-and-composite-materials/index.html?__locale=en)
- SimaPRO. (2018). SimaPro LCA Software. Retrieved March 26, 2018, from <https://simapro.com/about/>
- Testa, F., Nucci, B., Tessitore, S., Iraldo, F., & Daddi, T. (2016). Perceptions on LCA implementation: evidence from a survey on adopters and nonadopters in Italy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(10), 1501–1513. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1106-9>
- The conversation. (2012). The trouble with aluminium. Retrieved December 18, 2018, from <http://theconversation.com/the-trouble-with-aluminium-7245>
- The Statistics Portal. (2018). Baowu: crude steel production 2017. Retrieved September 30, 2018, from <https://www.statista.com/statistics/227157/baosteel-groups-raw-steel-production/>

- Toray. (2017). Plants | Toray Industries, Inc. Retrieved October 14, 2018, from [https://www.toray.com/network/head/hea\\_005.html](https://www.toray.com/network/head/hea_005.html)
- Tripodi, A., & Persia, L. (2015). Impact of bike sharing system in an urban area. *Advances in Transportation Studies*, 36, 143–156. <https://doi.org/10.4399/97888548856609>
- Tuxworth, B. (1986). Quality control. *Sport and Leisure Vol. 27 No. 3*, 32–33.
- UC RUSAL. (2015). Aluminium Market. Retrieved October 14, 2018, from [https://www.aluminiumleader.com/economics/world\\_market/](https://www.aluminiumleader.com/economics/world_market/)
- Velocite. (2015). Carbon Fiber Composites Technology in the Bicycle Industry. Retrieved June 3, 2017, from <http://www.velocite-bikes.com/carbon-fiber.html.html>
- World Steel Association. (2017). worldsteel | About steel. Retrieved February 18, 2017, from <https://www.worldsteel.org/media-centre/about-steel.html>
- WorldCycles. (2017). Construção de quadros de aço por brasagem. Retrieved May 26, 2017, from [http://www.woldcycles.co.uk/img/process/gallery\\_l/hand-finishing4.jpg](http://www.woldcycles.co.uk/img/process/gallery_l/hand-finishing4.jpg)
- Zoltek. (2017). Carbon Fiber - Zoltek. Retrieved April 10, 2017, from <http://zoltek.com/carbonfiber/>

## 7 Anexos

### Anexo I – Dados estatísticos sobre bicicletas na Europa (EU 28)

#### 1. Produção de bicicletas na Europa (EU 28)

Tabela 7.1 – Dados referentes à produção de bicicletas na Europa (EU 28) entre 2000 e 2015 (COLIBI, 2016).

Ano	Produção de bicicletas	Evolução ano/ano-1(%)
2000	1,45E+07	
2001	1,30E+07	-10,47
2002	1,23E+07	-5,67
2003	1,28E+07	4,53
2004	1,32E+07	3,15
2005	1,32E+07	-0,11
2006	1,33E+07	0,77
2007	1,31E+07	-1,76
2008	1,32E+07	1,22
2009	1,22E+07	-8,06
2010	1,22E+07	0,52
2011	1,18E+07	-3,95
2012	1,15E+07	-1,88
2013	1,14E+07	-1,53
2014	1,19E+07	5,1
2015	1,31E+07	10,14

#### 2. Vendas de bicicletas na Europa (EU 28)

Tabela 7.2 – Dados referentes a vendas de bicicletas na Europa (EU 28) entre 2000 e 2015 (COLIBI, 2016).

Ano	Vendas de bicicletas	Evolução
2000	1,89E+07	
2001	1,77E+07	-6,33%
2002	1,78E+07	0,54%
2003	2,02E+07	13,26%
2004	2,03E+07	0,57%
2005	2,09E+07	2,90%
2006	2,10E+07	0,58%
2007	2,13E+07	1,48%
2008	2,02E+07	-5,33%
2009	1,95E+07	-3,09%
2010	2,05E+07	4,49%
2011	2,00E+07	-2,06%
2012	1,97E+07	-1,60%
2013	1,98E+07	0,31%
2014	2,03E+07	2,83%
2015	2,08E+07	2,02%

### 3. Preço de venda das bicicletas na Europa (EU 28)

Tabela 7.3 – Dados referentes ao preço de venda de bicicletas na Europa (EU 28) no ano 2015 (COLIBI, 2016).

País	Preço médio (€)
<b>Países Baixos</b>	914
<b>Dinamarca</b>	650
<b>Alemanha</b>	557
<b>Suécia</b>	479
<b>Áustria</b>	450
<b>Luxemburgo</b>	450
<b>Bélgica</b>	420
<b>Polónia</b>	385
<b>Itália</b>	325
<b>França</b>	321
<b>Finlândia</b>	320
<b>EU 28</b>	303
<b>Grã-Bretanha</b>	300
<b>Chipre</b>	255
<b>Hungria</b>	253
<b>Lituânia</b>	249
<b>República Checa</b>	200
<b>Eslováquia</b>	196
<b>Grécia</b>	194
<b>Estónia</b>	190
<b>Irlanda</b>	190
<b>Portugal</b>	160
<b>Roménia</b>	150
<b>Bulgária</b>	122
<b>Croácia</b>	110
<b>Látvia</b>	110
<b>Malta</b>	110
<b>Eslovénia</b>	110

## Anexo II – Diagramas explicativos dos processos de produção de Alumínio e Aço

### 1. Diagrama de produção de óxido de alumínio pelo processo de Bayer

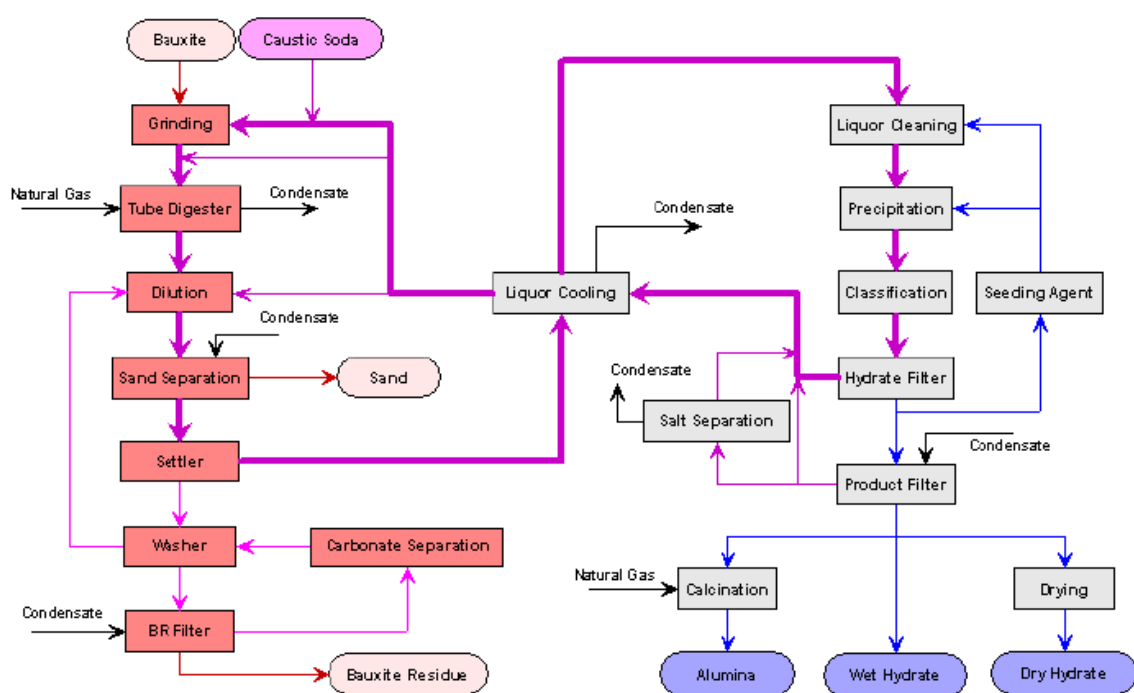


Figura 7.1 – Processo de Bayer: extração de hidróxido de alumínio a partir de bauxite e calcinação para óxido de alumínio (alumina) (Nuss & Eckelman, 2014).

## 2. Diagrama de produção de alumínio primário.

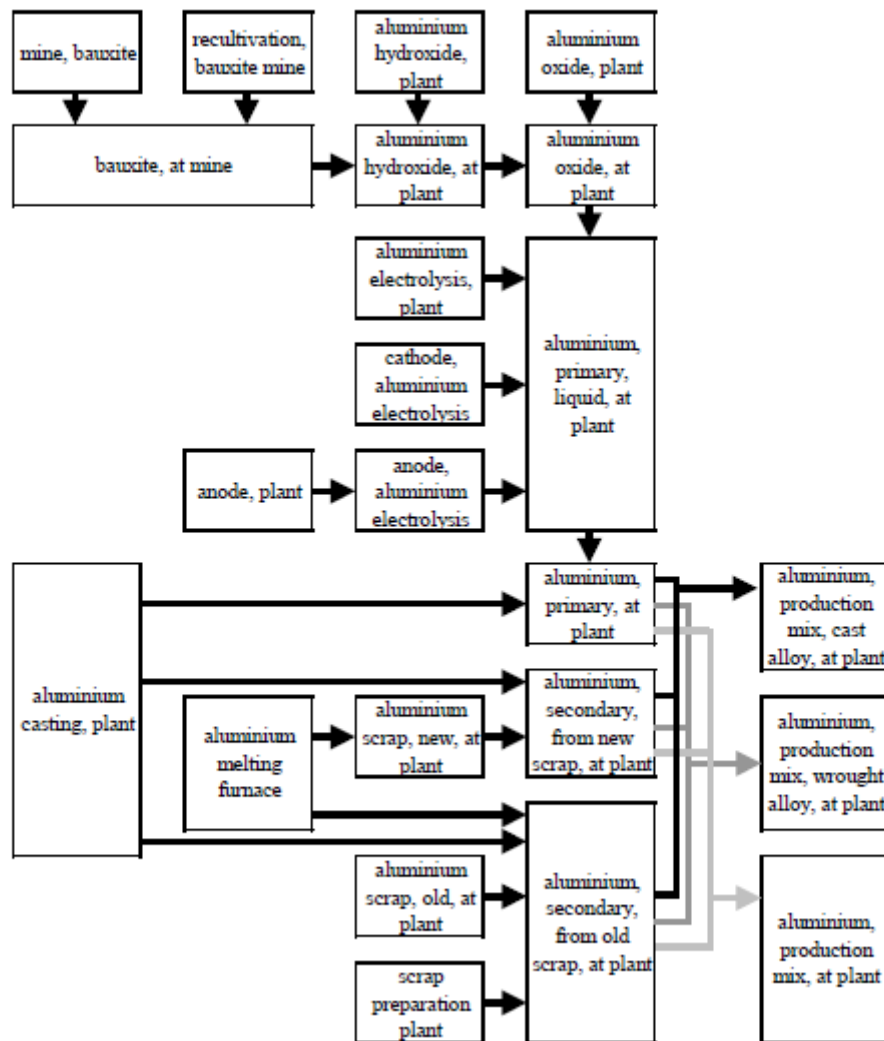


Figura 7.2 - Visão geral simplificada dos processos produtivos do alumínio (Nuss & Eckelman, 2014).



### 3. Diagrama de produção do ferro e do aço.

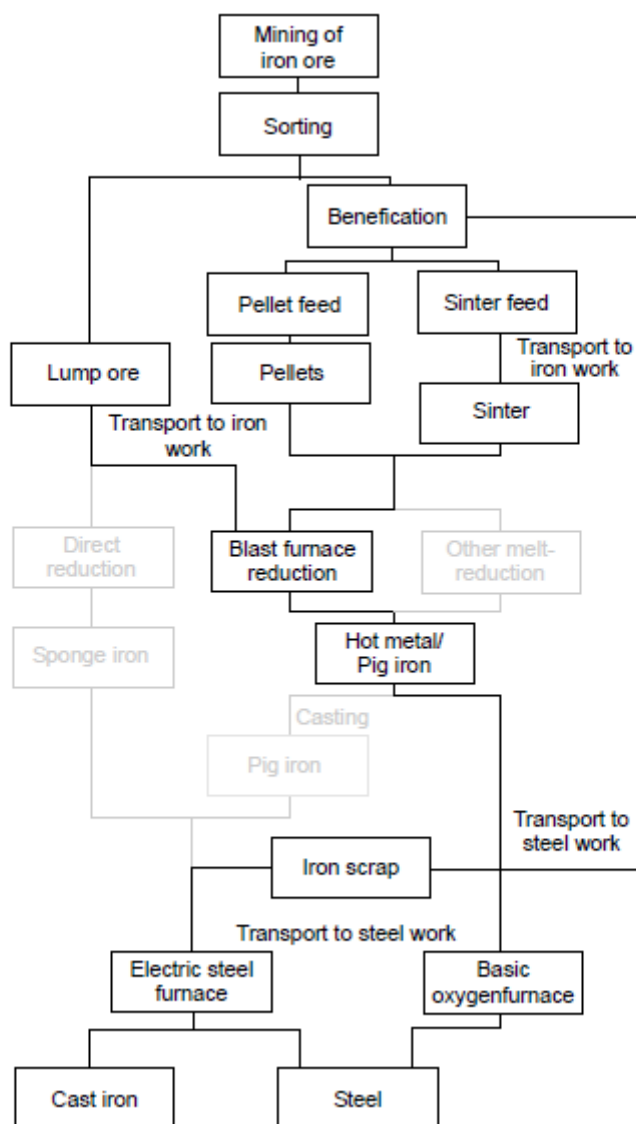


Figura 7.3 - Visão geral da produção de ferro fundido e aço (os materiais e processos cinzentos são de menor relevância e não são considerados nos dados da ecoinvent) (Nuss & Eckelman, 2014).

## Anexo III – Inventário do Ciclo de Vida

### 1. Inventário do Ciclo de Vida do Quadro de Bicicleta

Tabela 7.4 - Inventário do Ciclo de Vida dos sistemas de produtos analisados.

Fluxos/Processos	Aço			Alumínio		Fibra de Carbono			Unidade	Fonte
	PT Aterro	PT Recic.	TW Recic.	PT Recic.	TW Recic.	PT Aterro	PT Inciner.	TW Aterro		
Extração da Matéria Prima										
Extração de Ferro (iron mine operation and iron ore beneficiation to 65% Fe/GLO)	1,000	1,000	1,000						kg	b
Extração de Bauxite (bauxite mine operation/GLO)				1,000	1,000				kg	b
Extração de Petróleo e Prod. Propileno (market for propylene/GLO)						1,000	1,000	1,000	kg	b
Transformação Primária										
Produção de Aço (market for steel, low-alloyed, hot rolled/GLO)	1,000	1,000	1,000						kg	b
Sem extração (iron mine operation and iron ore beneficiation to 65% Fe/GLO)	-1,527	-1,527	-1,527						kg	b
Produção de Alumínio (aluminium production, primary, ingot/GLO)				1,000	1,000				kg	b
Sem extração (bauxite mine operation/GLO)				-5,604	-5,604				kg	b
Produção de Acrilonitrilo (market for acrylonitrile/GLO)						1,000	1,000	1,000	kg	b
Sem Propileno (market for propylene/GLO)						-0,883	-0,883	-0,883	kg	b
Transformação Secundária										
Prod tubos de aço (drawing of pipe, steel/RoW)	1,000	1,000	1,000						kg	b
Prod tubos de alumínio (market for section bar extrusion, aluminium/GLO)				1,000	1,000				kg	b
Prod fibra de carbono (market for glass fibre/GLO)						1,000	1,000	1,000	kg	b
Produção do quadro										

Fluxos/Processos	Aço			Alumínio		Fibra de Carbono			Unidade	Fonte
	PT Aterro	PT Recic.	TW Recic.	PT Recic.	TW Recic.	PT Aterro	PT Inciner.	TW Aterro		
Soldadura aço (market for welding, arc, steel/GLO)	1,120	1,120	1,120						m	a,b
Soldadura alumínio (market for welding, arc, aluminium/GLO)	1,120	1,120	1,120						m	a,b
Pintura (market for electrostatic paint/GLO)	0,104	0,104	0,104	0,104	0,104	0,104	0,104	0,104	kg	a,b
Primário condutivo (market for alkyd paint, white, without water, in 60% solution state/GLO)						0,104	0,104	0,104	kg	a,b
Montagem carbono (glass fibre reinforced plastic prod., polyester resin, hand lay-up/RER)						1,000	1,000	1,000	kg	b
Sem fibra de vidro (market for glass fibre/GLO)						-0,632	-0,632	-0,632	kg	b
Transporte Camião Europa (transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5/RoW)	4,572	4,572		5,888		0,275	0,275		t*km	b,c
Transporte Camião TW (transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4/RoW)			1,833		20,815			21,325	t*km	b,c
Transporte Navio (transport, freight, sea, transoceanic ship - GLO)			0,615		0,461			2,217	t*km	b,c
Fim-de-vida										
Serviço recolha (municipal waste collection service by 21 metric ton lorry/RoW)	0,036					0,018	0,018	0,037	t*km	b,c
Aço em aterro (treatment of scrap steel, inert material landfill/Eu without Sw)	2,000								kg	b,c
Transp. Armazenamento (transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5/RoW)	0,412	0,412	4,440	0,309	3,330	0,206	0,206	4,440	t*km	b,c
Recic. Ferro (iron mine operation and iron ore beneficiation to 65% Fe/GLO)		-3,055	-3,055						kg	b
Triagem e prep. Aço reciclagem (market for iron scrap, sorted, pressed/GLO)		2,000	2,000						kg	a,b
Transporte Camião TW (market for transport, freight, lorry, unspecified/GLO)			0,043		0,032			0,043	t*km	b,c
Transporte Navio (transport, freight, sea, transoceanic ship/GLO)			42,778		32,083			42,778	t*km	b,c
Recic. Alum. (bauxite mine operation/GLO)				-8,406	-8,406				kg	b

Fluxos/Processos	Aço			Alumínio		Fibra de Carbono			Unidade	Fonte
	PT Aterro	PT Recic.	TW Recic.	PT Recic.	TW Recic.	PT Aterro	PT Inciner.	TW Aterro		
Triagem e prep. Alum. Rec. (treatment of aluminium scrap, post-consumer, by collecting, sorting, cleaning, pressing/RER)				1,500	1,500				kg	a,b
PAN em aterro (treatment of waste polypropylene, sanitary landfill/RoW)						1,000		1,000	kg	a,b,c
PAN incineração (treatment of waste polypropylene, municipal incineration/RoW)						1,000			kg	a,b,c

#### Legenda

a	Caso de estudo fábrica de Aveiro
b	Ecoinvent v.2.2 e v3.4
c	Literatura